N° 317 | octobre – décembre 2017

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

spécial Petit gibier sédentaire de plaine





Faune sauvage N° 317 – 4e trimestre 2017 – parution janvier 2018

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONCFS – Mission Communication – 85 bis avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Olivier Thibault
Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)
Comité de rédaction : Magali Brilhac, Antoine Derieux, Yves Ferrand, David Gaillardon, Christelle Gobbe, Éric Hansen, Guillaume Rousset, Richard Rouxel, Gérard Ruven, Nirmala Séon-Massin
Service abonnement : Tél. : 01 44 15 17 06 – Fax : 01 47 63 79 13 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr
Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines
Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 99 – doc@oncfs.gouv.fr
Prix : 5,60 € ttc le numéro (pays tiers : 6,00 € ttc)
Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Conception : www.chromatiques.fr – 47 av. du Docteur Netter – 75012 Paris – www.chromatiques.fr
Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim'Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : janvier 2018

Éditorial



© Roxane Leverrier/ONCFS

Olivier Thibault,
Directeur général

Petit gibier sédentaire de plaine : « ne rien lâcher »

Les espèces de petit gibier sédentaire de plaine représentent le cœur de la chasse populaire française, tout en étant des emblèmes « parapluies » des habitats qu'elles occupent. Aussi sont-elles un sujet d'études de longue date de l'ONCFS, en lien avec ses partenaires historiques que sont les fédérations départementales des chasseurs, mais également au travers de collaborations avec de nombreux partenaires du monde de la recherche (universités, CNRS, Inserm, ANSES, Inra…).

En ces temps où la biodiversité s'érode – avec notamment l'importante régression des populations d'espèces dites « ordinaires » des milieux agricoles –, il convient de réaffirmer que la gestion et la conservation de leurs populations ainsi que de leurs habitats demeurent une préoccupation majeure de notre établissement public.

La déprise agricole et l'enfrichement qui l'accompagne comme, au contraire, l'intensification des pratiques culturales fragilisent ces espèces en modifiant fortement le milieu dans lequel elles évoluaient jusqu'alors. Quelques exemples aussi révélateurs que préoccupants illustrent ce constat : la Beauce, bastion historique de la perdrix grise, n'accueille plus aujourd'hui que de rares couples ; il se prélève désormais plus de sangliers que de lièvres chaque saison ; quant au lapin de garenne, certes victime aussi de maladies mais qui n'expliquent pas tout, loin s'en faut, il a été évalué comme « quasi menacé » au niveau national dans la dernière liste rouge UICN-MNHN.

Face à cette situation, il faut cultiver la volonté d'une amélioration et persévérer à appliquer les principes de gestion éprouvés, malgré les difficultés, pour conserver une chasse de qualité sur du gibier sauvage. Dans cet effort collectif, l'ONCFS poursuit les études afin d'actualiser l'expertise nécessaire à la gestion des populations et des habitats dans un environnement en constante évolution.

Au sommaire de ce numéro spécial de *Faune sauvage*, vous découvrirez notamment les comptes rendus des tout derniers travaux menés sur les cinq espèces de petit gibier sédentaire de plaine. Lapin, lièvre, faisan, perdrix rouge et grise : tous sont sous la loupe ! Et tous les thèmes majeurs sont traités : suivi des populations (pour enregistrer les tendances à court et long termes) ; études de radiopistage (pour tout connaître de la biologie d'une espèce, condition *sine qua non* d'une gestion adaptée) ; évaluation des pratiques agricoles (pour quantifier par exemple l'impact des fauches et des moissons sur la mortalité et la reproduction) ; gestion des territoires (pour expérimenter certaines techniques, ou donner des pistes pragmatiques de travail tout en montrant que l'art est délicat et le résultat jamais définitivement acquis) ; gestion des populations (gestion des prélèvements cynégétiques et utilisation des lâchers d'oiseaux d'élevage pour aider les effectifs reproducteurs à se reconsolider) ; *etc*.

L'ONCFS agit avec ses partenaires, en concertation avec le monde agricole, pour que les pratiques évoluent dans un sens le plus favorable possible à la conservation du petit gibier. Cela passe par la mise au point et l'expérimentation de techniques de gestion de cultures innovantes favorables à la biodiversité sans que cela représente un surcoût financier ou en temps de travail, ou mieux encore que cela soit agronomiquement et/ou financièrement bénéfique. Le programme *Agrifaune* associant l'ONCFS, la FNC, l'APCA et la FNSEA, et le nouveau programme incubatoire multi-partenarial TILT-AE qui se focalise sur l'aménagement foncier, sont deux exemples d'outils mobilisés pour aboutir à de telles améliorations. Avancer tous dans cette même direction constitue la seule voie d'avenir pour le petit gibier et la biodiversité dans nos plaines agricoles.

En ces temps difficiles, je vous souhaite d'avoir le courage d'oser : « *Le possible n'est pas loin du nécessaire* »*.

Bonne lecture ! ●

* Pythagore.



Sommaire

spécial Petit gibier sédentaire



de plaine

Ce numéro spécial a été réalisé en co-rédaction avec Élisabeth Bro (ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire, Chef de projet - Équipe « Perdrix grise et faisan »).

Situation et tendance d'**évolution** des populations de **perdrix** et de **faisan commun** vues à travers le réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC

François Reitz, Pierre Mayot

Contact : *francois.reitz@oncfs.gouv.fr*

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.



© N. Bestel/FDC 60



© C. Bestel

Si les suivis réalisés depuis une quinzaine d'années sur le faisan commun laissent penser que cette espèce offre de belles potentialités en termes de développement de populations gérées à l'état sauvage, il est difficile de conserver un tel état d'esprit pour les perdrix grises suivies depuis bientôt 40 ans dans le Bassin parisien et ses environs. Les efforts réalisés par les chasseurs depuis de nombreuses années pour préserver les populations sauvages se heurtent à des conditions qui semblent de plus en plus défavorables à leur démographie : aléas climatiques et dégradation de l'habitat vont-ils fragiliser ces plus belles populations européennes ?

▶ Le réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC en quelques mots

Des suivis :
- centrés sur le Bassin parisien et les régions voisines, là où les populations de perdrix ont été historiquement gérées à l'état sauvage depuis les années 1980 ;
- organisés par l'ONCFS et les FDC depuis la fin des années 1970 pour les perdrix grises (et rouges là où elles sont présentes avec les grises) et le début du siècle pour le faisan commun ;
- rythmés par trois temps forts :
  - le dénombrement des reproducteurs en fin d'hiver - début de printemps, les couples pour les perdrix, le plus souvent par battue à blanc, les coqs pour les faisans au percher ou au chant ;
  - l'observation des compagnies en fin d'été après moisson à partir d'un véhicule pour estimer le succès reproducteur ;
  - le relevé des prélèvements par la chasse en automne.

Perdrix grise

Une forte chute récente des densités de printemps dans le centre-nord

Depuis la fin des années 1970, les effectifs reproducteurs sont estimés chaque année essentiellement en mars, sur un nombre de territoires qui a augmenté progressivement au fil du temps pour concerner plus de 2000 communes aujourd'hui.

Parmi ces territoires, ceux dits de référence[1] servent au calcul d'un indice de densité depuis 1987, lequel a été fixé arbitrairement à 100 en 1990. Avec un maximum de 152 en 1991 et un minimum de 84 en 1998 pour cette valeur indiciaire, on n'y observait pas de tendance jusqu'au début des années 2000 (*figure 1*). En revanche, les effectifs reproducteurs ont fortement décru ces dernières années, et des indices minimaux

[1] Territoires sur lesquels tous les protocoles sont appliqués sur un cycle annuel. On calcule pour ces territoires, qui sont davantage suivis que les autres, le taux moyen de variation de densité de printemps d'une année sur l'autre.

records ont été régulièrement battus en 2009 puis 2010, 2014 et 2017. Les dix dernières années ont cumulé les six indices les plus faibles enregistrés en 35 ans. La situation du printemps 2017, faisant suite au plus mauvais indice de reproduction enregistré (*voir plus bas*), est donc la plus mauvaise depuis que des suivis existent à vaste échelle.

Des situations régionales variées, parfois inquiétantes

Avec cette chute d'abondance, les densités sont rarement supérieures à 20 couples/100 ha et souvent très faibles, avec des cas de disparition locale notamment dans le bastion historique de la perdrix grise, la Beauce (*figure 2*). Dans cette vaste région agricole, la situation apparaît en effet très problématique, bien plus que dans d'autres secteurs du centre-nord de la France, avec en moyenne un peu moins de 3 couples/100 ha. Sur 209 communes avec comptages, on a relevé moins d'un couple/100 ha sur un quart d'entre elles et aucune perdrix n'a été vue sur 12. On ne voit pas ce qui pourrait expliquer cette situation particulière, à laquelle on a abouti quasiment sans chasse depuis plusieurs années, en dehors des pratiques agricoles. Les Hauts-de-France, la Champagne et le Val de Loire par exemple possèdent des populations moins fragilisées, alors que les conditions climatiques et les facteurs environnementaux autres que l'agriculture n'y sont *a priori* pas plus favorables…

Mortalité des adultes : une forte augmentation dans les années 1980-1990, stabilisée depuis

Une forte augmentation du taux de disparition annuel des adultes estimé par bilan démographique (Reitz, 1992) fut mise en évidence de la fin des années 1980 à la fin des années 1990, avec un taux passant d'environ 50 % à plus de 60 % (taux moyen lissé sur cinq ans – *figure 3*). Cette évolution a déclenché la première vaste étude nationale de 1995-1997 (Reitz & Mayot, 1997). Depuis, ce taux est relativement stable, oscillant sauf exception entre 60 et 70 % depuis vingt ans. Sur les 25 dernières années, il a été presque toujours plus élevé dans les départements beaucerons (départements 28 et 41) que dans les picards (départements 60 et 80), avec une moyenne respective de 64 et 58 %.

Figure 1 Fluctuation d'un indice d'abondance régional des perdrix grises du Bassin parisien établi à partir des dénombrements réalisés au printemps sur les terrains dits de référence, *i.e.* les plus suivis (base 100 en 1990).

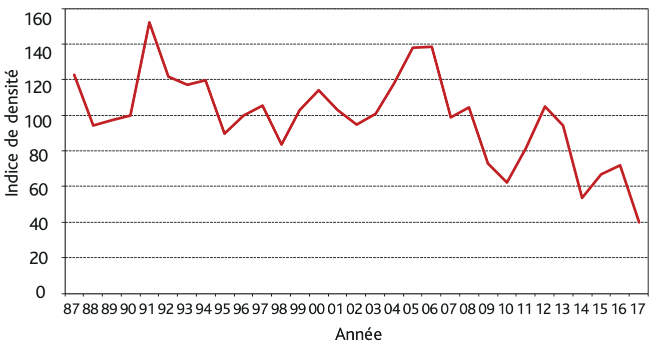


Figure 2 Densités de perdrix grises (et rouges lorsque présentes) au printemps 2017, représentées à l'échelle communale à partir des comptages réalisés.

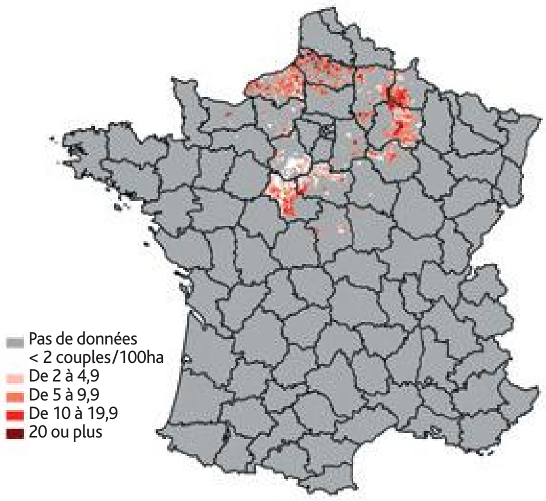
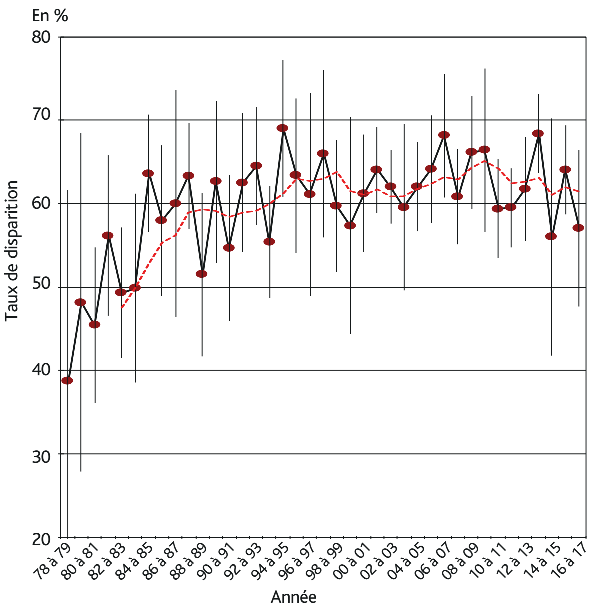


Figure 3 Taux de disparition annuel hors chasse des perdrix grises estimé par bilan démographique sur les territoires de référence, en moyenne des moyennes départementales avec les plages de variation entre départements.

La ligne pointillée rouge est un lissage sur les cinq dernières années. Le bilan démographique suppose connus les densités aux printemps n et n+1, ainsi que l'indice de reproduction et le prélèvement par la chasse de l'année n. Il suppose principalement que la disparition est la même pour les adultes et les jeunes après les observations d'été. Il n'est établi que pour des terrains sans lâchers.





▲ *Après avoir connu une forte augmentation, le taux de mortalité annuel des perdrix grises adultes reste stabilisé depuis une vingtaine d'années à 60-70 % des effectifs.*

Des fluctuations de plus en plus fortes du succès reproducteur, avec des mauvais indices records ces dernières années

L'indice de reproduction des perdrix grises mesuré par le nombre de jeunes par poule vus en fin d'été présente une légère tendance à la baisse (*figure 4*). Cette tendance n'est toutefois pas significative et peut résulter d'une conjonction, liée aux aléas climatiques, de mauvais indices fréquents au cours de la période récente. En revanche, l'indice de reproduction n'a jamais été aussi variable que ces dernières années. Lorsqu'on calcule son coefficient de variation sur une période de dix années successives, il n'a en effet jamais été aussi élevé que pour la décennie 2007-2016 (36 %). Rien d'étonnant puisque durant cette décennie on a enregistré le plus mauvais indice de reproduction (en 2016) depuis le début des suivis, trois autres mauvais indices et quand même deux très bons, parmi les meilleurs. Seulement quatre années ont bénéficié d'un indice de reproduction proche de la moyenne (entre 3 et 5 jeunes par poule). Faut-il voir dans ces données récentes l'apparition de l'impact de phénomènes climatiques extrêmes de plus en plus fréquents ou le simple fait du hasard ? Cela nécessitera des analyses approfondies, mais il n'en demeure pas moins que cette variabilité et le cumul de mauvais indices ont conduit à une érosion très forte des effectifs reproducteurs, malgré une pression de chasse le plus souvent nulle ou très faible depuis plusieurs années (*voir plus bas*).

Une régression progressive de la proportion de compagnies écloses tardivement parmi les groupes d'oiseaux vus en fin d'été

Un second phénomène marquant, qui peut avoir accentué l'impact du premier et en particulier le cumul de mauvais indices, est l'augmentation de la proportion de poules vues sans jeunes en fin d'été. On n'en a jamais observé autant qu'en 2016 (70 %) ou en 2013 (62 %). La tendance est nettement à la hausse. Et ce qui explique principalement ce phénomène est la régression du nombre de compagnies vues en fin d'été issues de ce qu'on appelle le recoquetage, qui correspond à des pontes de remplacement. La détermination de l'âge des jeunes dans les compagnies observées après moisson permet en effet d'estimer la proportion des poules vues qui ont réussi à élever des jeunes éclos tardivement (après la fin juin), et donc supposés issus de recoquetage, parmi celles qui n'ont pas réussi à élever des jeunes nés plus tôt. Cette proportion, de l'ordre de 40 à 50 % au début des années 1980 (*i.e.* près de la moitié des poules vues non accompagnées de jeunes éclos avant fin juin étaient alors accompagnées de jeunes éclos plus tardivement), tourne plutôt autour de 25 % depuis une dizaine d'années, régressant de façon régulière (*figure 5*). La tentation est grande d'expliquer ce phénomène par la disparition d'habitats favorables à la réussite de pontes tardives, que ce soit du fait de moissons plus précoces sur l'ensemble de la période ou bien de l'assolement qui comprend de moins en moins de cultures offrant un couvert pour une nidification tardive, ou encore de la raréfaction d'éléments fixes du paysage accueillants.



▲ *L'indice de reproduction 2016 de la perdrix grise est le plus mauvais jamais enregistré par le réseau en près de 40 années de suivi.*

Figure 4 **Variation de l'indice de reproduction de la perdrix grise.**
En rouge, les années de faible reproduction (moins de 3 jeunes/poule) ; en noir, la pire avec moins de 2 jeunes.

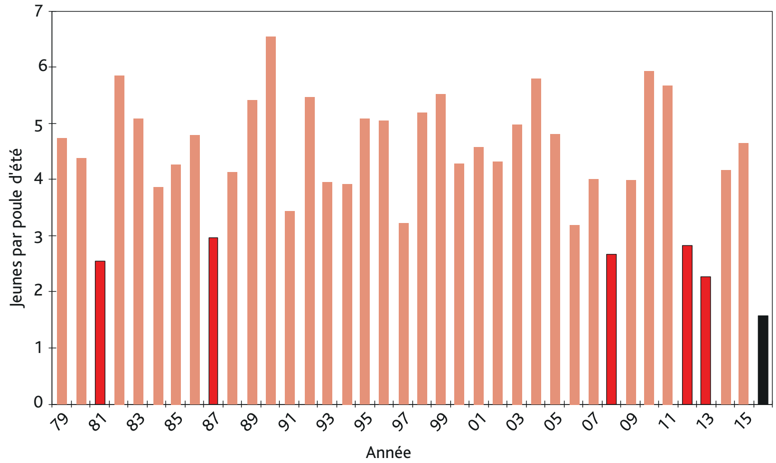
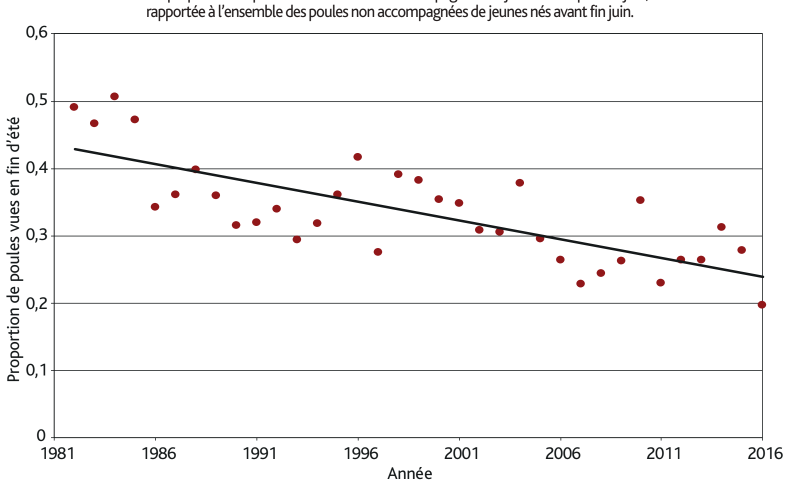


Figure 5 **Évolution de la proportion de poules élevant des jeunes supposés issus de recoquetage parmi celles qui ont perdu tous leurs jeunes issus d'un premier nid.**
I.e. proportion de poules vues en fin d'été accompagnées de jeunes nés après fin juin, rapportée à l'ensemble des poules non accompagnées de jeunes nés avant fin juin.



Évolution des prélèvements de perdrix par la chasse : la peau de chagrin

Le réseau dispose de longues séries chronologiques de données de prélèvements exercés sur des populations totalement sauvages pour cinq départements (*figure 6*). Cela concerne à chaque fois de vastes surfaces ou un grand nombre de territoires. Sur ces séries, on constate que les prélèvements ont régressé partout, jusqu'à devenir très faibles depuis une dizaine d'années. Dans 4 des 5 départements, le plafond des 5 perdrix prélevées aux 100 ha n'a ainsi quasiment jamais été dépassé durant ces années, les prélèvements ayant même bien souvent été nuls ou presque en Eure-et-Loir et dans le Loir-et-Cher. La diminution du niveau de prélèvement par la chasse, le plus souvent établi par des plans de gestion dans un objectif de maintien ou de développement des populations (*cf.* Reitz, 2003), apparaît encore plus clairement lorsqu'on estime le taux moyen de prélèvement rapporté aux effectifs supposés présents avant chasse (calcul basé sur la densité présente au printemps suivant, en tenant compte d'un taux de perte moyen constant de 40 % sur tous les oiseaux entre la période de chasse et le comptage). On constate en effet une tendance quasi linéaire à la décroissance de ce taux sur les terrains de référence, très variable d'un département et d'une année à l'autre dans les années 1980, avec une moyenne autour de 15-20 %, beaucoup moins variable et beaucoup plus faible depuis cinq ans, avec une moyenne à moins de 5 % (*figure 7*).

Figure 6 **Évolution des prélèvements de perdrix grises par la chasse au sein de départements pour lesquels les données sont disponibles sur une longue période et sur une grande partie des zones de plaine du département.**

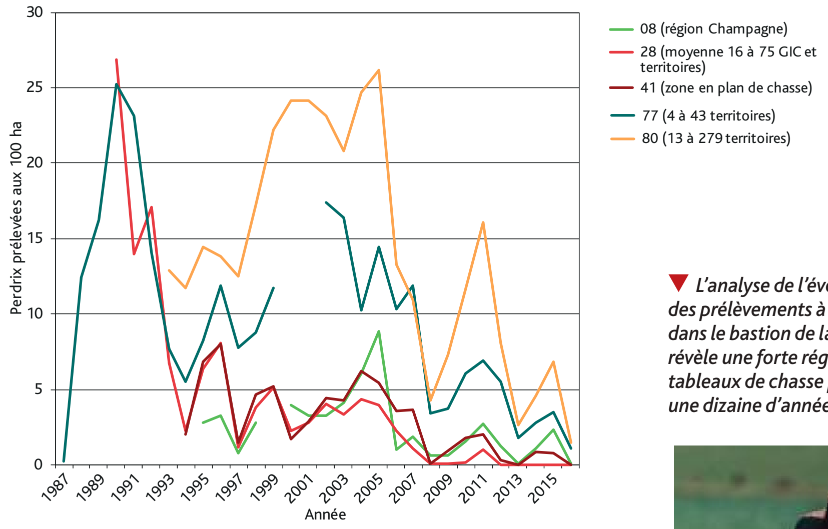
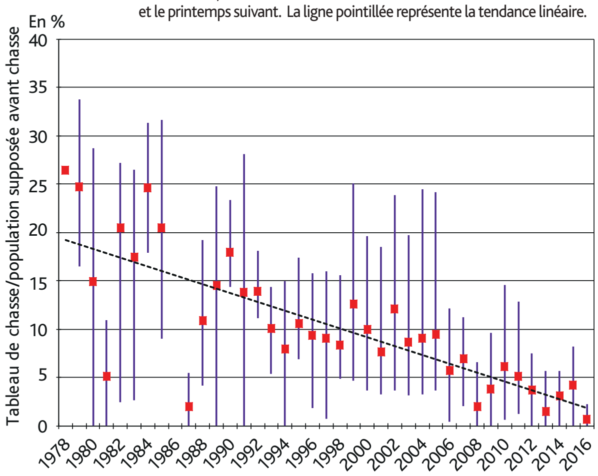


Figure 7 **Évolution de la pression de chasse moyenne et plage de variation d'un département à l'autre.**
Rapport entre le prélèvement enregistré et la population estimée présente avant chasse, sur la base de 40 % de mortalité naturelle entre la fin de l'été et le printemps suivant. La ligne pointillée représente la tendance linéaire.



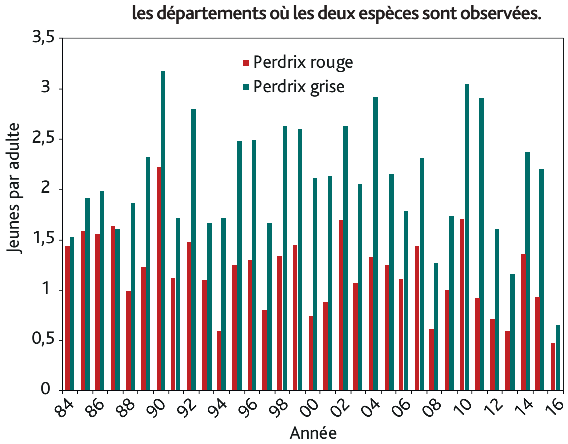
L'analyse de l'évolution des prélèvements à grande échelle dans le bastion de la perdrix grise révèle une forte régression des tableaux de chasse partout depuis une dizaine d'années.



Quid des perdrix rouges dans les populations de perdrix de la région Centre - Val de Loire ?

Les perdrix rouges peuvent être présentes en limite nord de leur aire de répartition naturelle dans la plupart des départements de la région Centre - Val de Loire, en dehors des zones de grande plaine comme la Beauce, ainsi que dans des départements voisins faisant l'objet de suivis dans le cadre du réseau. Elles sont dénombrées avec les perdrix grises lors des comptages par battue, mais la distinction entre les deux espèces n'est pas toujours faite, ni facile à faire, et les battues ne sont pas forcément organisées pour optimiser la détection de la perdrix rouge. Néanmoins, sur les secteurs comptés où cette dernière, présente sans lâchers récents, a été signalée au moins une fois et où la distinction entre les deux espèces est clairement faite, la proportion moyenne de perdrix rouges détectées a varié au fil des années entre 12 et 24 %, sans qu'une tendance nette se dégage. À noter que la proportion de compagnies de perdrix rouges vues en été sur les terrains où il en a été signalé au moins une fois lors d'échantillonnages de compagnies de perdrix grises est du même ordre de grandeur, 14 % en moyenne. L'indice de reproduction des perdrix rouges estimé à cette occasion apparaît bien moindre que celui des grises (respectivement 1,2 et 2,1 jeunes/adulte en moyenne depuis 1984), tout en suivant le plus souvent les mêmes fluctuations (*figure 11*). Avec un tel indice de reproduction, on peut se demander comment l'espèce se maintient dans la région, sauf à considérer que les perdrix rouges adultes bénéficient d'une bien meilleure survie que les grises.

Figure 11 **Variation de l'indice de reproduction des perdrix rouges et comparaison avec celui des perdrix grises pour les départements où les deux espèces sont observées.**



Faisan commun

L'abondance des faisans au printemps : une tendance d'évolution positive !

Le réseau dispose de deux types de données pour évaluer l'abondance du faisan commun au printemps. D'une part, il analyse les données des chants de faisans enregistrés en avril puis entre la mi-mai et la mi-juin dans le cadre du réseau Oiseaux de passage ONCFS-FNC-FDC sur un millier de circuits de 5 points d'écoute quadrillant toute la France métropolitaine, depuis 1999 ou 2008 selon la région. Ces suivis, qui concernent tous les faisans, sauvages ou pas, mettent en évidence une augmentation importante et quasi constante de la proportion de points positifs pour le grand quart nord-est de la France depuis 1999 (*figure 8*). En revanche, cet indice de présence est relativement stable mais à un niveau nettement plus faible dans les autres régions.

Par ailleurs, le réseau centralise les données de comptages des populations gérées de façon totalement naturelles, qu'elles soient en cours ou en fin de constitution, ou encore qui font l'objet d'un apport d'oiseaux d'élevage pour accroître les possibilités de prélèvement (gestion mixte). En 2016, on a ainsi recensé au total sur 181 territoires plus de 70 000 coqs présents sur plus de 1,5 million d'hectares (*figure 9* et *tableau 1*). Il faut noter en plus 16 terrains totalisant plus de 100 000 ha, qui ont été recensés avec des opérations de repeuplement en cours.



▲ *Quelque 70 000 coqs ont été recensés au printemps 2016 lors de comptages réalisés sur 180 territoires gérés en faveur de l'espèce.*

Figure 8 **Évolution de la proportion de points positifs (au moins un chant de faisan détecté) dans le cadre du protocole de suivi des populations nicheuses du réseau Oiseaux de passage ONCFS-FNC-FDC.**
En mauve sur la carte, les régions suivies depuis 1999.

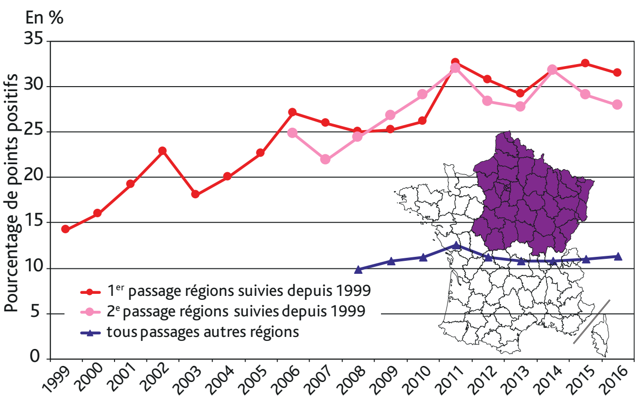


Figure 9 **Bilan départemental 2016 des comptages de printemps des populations naturelles ou en gestion mixte de faisan commun.**

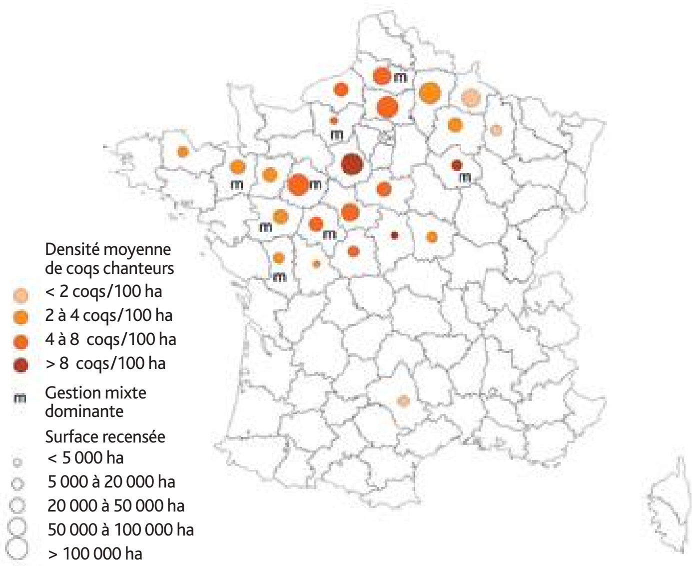


Tableau 1 **Bilan des recensements 2016 des coqs au sein des populations de faisans installées.**

	Populations naturelles (pas d'apport d'oiseaux extérieurs depuis plus de cinq ans)	Populations post-repeuplement (pas d'apport d'oiseaux extérieurs depuis moins de cinq ans)	Populations en gestion mixte (apport d'oiseaux pour accroître les possibilités cynégétiques)
Nombre de départements	14	10	13
Nombre de terrains	82	26	73
Surface totale recensée (ha)	846 000	169 000	543 000
Densité 2016 (coqs/100 ha)	4,9	5,4	4,0

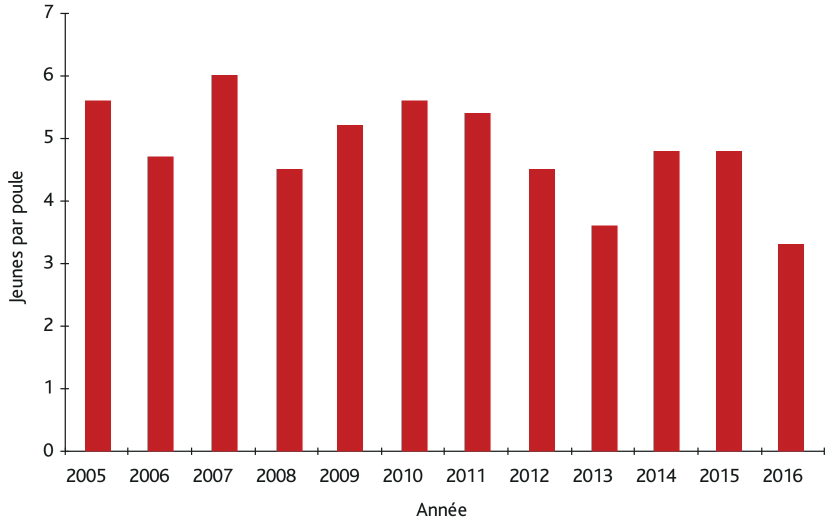
Succès de reproduction

Les variations du succès reproducteur du faisan sont estimées de la même façon que pour les perdrix grises. Toutefois, les valeurs absolues doivent être interprétées avec prudence car, les poules sans jeunes étant fréquemment difficiles à détecter, l'indice de reproduction (exprimé en nombre de jeunes par poule) peut être largement surestimé.

Il est par ailleurs nettement moins variable que chez la perdrix grise (coefficient de variation de l'ordre de 15 %), mais a permis néanmoins de mettre en évidence des bonnes ou mauvaises années, en particulier 2016.

Il semble exister une nette tendance à la baisse de l'indice de reproduction de cette espèce (*figure 10*) ; mais cela reste à confirmer sur une série chronologique plus longue et en tenant compte de la forte variabilité locale de l'indice.

Figure 10 Variation de l'indice de reproduction du faisan commun d'après l'ensemble des observations faites en échantillonnage de compagnies.





▲ *Les poules sans jeunes passent souvent inaperçues, ce qui peut conduire à une surestimation de l'indice de reproduction.*

Conclusion

Le réseau Perdrix-Faisan est une source d'information irremplaçable sur l'état des populations et les variations de leurs paramètres démographiques. Ces résultats en témoignent. Sans lui, il aurait en effet été difficile par exemple de détecter l'augmentation de la mortalité chez les perdrix grises adultes à la fin du siècle dernier ou, plus récemment, l'augmentation de la variabilité temporelle du succès reproducteur et le déficit de couvées tardives. Il a servi de base en 2013 au rapportage français de la directive oiseaux (*cf.* Bro *et al.*, 2015) et il devrait en être de même en 2019. L'aide à la gestion des populations pour les fédérations départementales des chasseurs qui l'organisent est donc une facette importante, mais pas la seule, de cet outil collaboratif.

Il faut espérer que le récent déclin de l'abondance des populations de perdrix ne remettra pas en cause son fonctionnement, du fait de difficultés de mise en œuvre de certains protocoles ou de la tentation d'évoluer vers une gestion mixte des populations pour pallier la régression des possibilités de prélèvement cynégétique sur les populations sauvages.

Remerciements

Le réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC (ainsi que le réseau Oiseaux de passage ONCFS-FNC-FDC dont le réseau Perdrix-Faisan utilise certaines données) repose(nt) sur la collecte de données par les interlocuteurs techniques départementaux des FDC et des services départementaux de l'ONCFS. Sans eux et la confiance qu'ils nous accordent pour le traitement et l'interprétation des données collectées dans le cadre de la gestion des espèces, ces suivis n'existeraient pas. Qu'ils en soient vivement remerciés. Grand merci à Denis Roux et à toute l'équipe du réseau Oiseaux de passage qui a organisé la collecte des données concernant le faisan et nous les transmet chaque année. Nos remerciements vont également à Élisabeth Bro et Jean-Pierre Arnauduc (FNC) pour la relecture de cet article. ●

Bibliographie

◗ Bro, E., Santin-Janin, H. & Reitz, F. 2015. L'évolution récente des populations gérées de perdrix grise (*Perdix perdix*) de plaine reflète surtout les variations du succès de la reproduction. *Alauda* 83(4) : 241-246.

◗ Reitz, F. 1992. Adult survival and reproductive success in abundant populations of grey partridge (*Perdix perdix*) in north-central France. In: Perdix VI, First International Symposium on Partridges, Quails and Francolins. Birkan, M. Potts, G.R, Aebischer, N.J. & Dowell, S.D. (eds.). *Gibier Faune Sauvage* 9 : 313-325.

◗ Reitz, F. 2003. La gestion quantitative des perdrix grises en plaine. *Faune sauvage* n° 260: 14-20.

◗ Reitz, F. & Mayot, P. 1997. Étude nationale perdrix grise : premier bilan. *Bulletin Mensuel ONC* n° 228 : 4-13.

Suivi des populations


© Jean Chevallier

Le **réseau** de sites **Perdrix rouge**

Un outil pour une gestion durable de l'espèce

Françoise Ponce[1*], Luc Fruitet[1**], Jean-Bernard Puchala[1***], Margaux Joulain[2], François Reitz[1****]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Arles, Juvignac**, Hyères***, Le Perray-en-Yvelines****.*
[2] ONCFS, Direction des systèmes d'information – Toulouse.

Contact : francoise.ponce@oncfs.gouv.fr

Gibier souvent déconsidéré du fait des nombreux lâchers d'oiseaux d'élevage, la perdrix rouge n'en demeure pas moins une espèce de notre patrimoine national. C'est aussi une espèce « parapluie », car ses habitats en mosaïques alternant entre zones ouvertes et secteurs buissonnants doivent être sauvegardés, notamment en région méditerranéenne, afin que soient conservées d'autres espèces rares et menacées. L'abondance de cette perdrix n'est en rien dépendante de son artificialisation cynégétique, mais bien de la gestion durable de ses populations sauvages et de leurs habitats. Tel est le principal objectif du réseau de sites Perdrix rouge.


© J.-B. Puchala/ONCFS

▲ *Nichée de perdrix rouge dans les Alpilles.*

Pourquoi un tel réseau ?

La France face au déclin de l'espèce

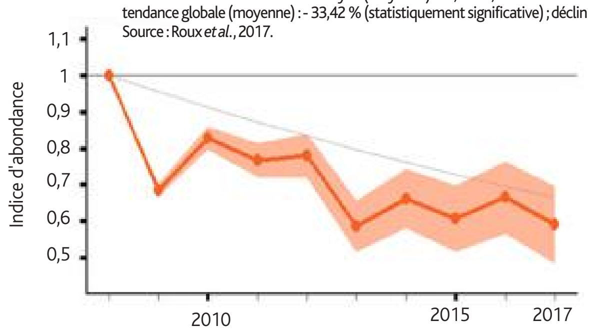
La répartition mondiale « historique » de la perdrix rouge se limitant à quelques pays du sud de l'Europe, la France est particulièrement concernée par sa conservation (BirdLife International, 2015). Elle abritait 16 % de l'effectif mondial en 1994 (Aebischer & Potts, 1994). L'effectif national avait été estimé à 300 000 couples nicheurs, avec une tendance a priori stable entre 1998 (Reitz *et al*., 2003) et 2008 (Ponce-Boutin *et al*., 2012) ; mais l'espèce est probablement en déclin depuis cette date, autant en France (***figure 1***) qu'ailleurs en Europe (EBCC/RSPB/Birdlife/Statistics Netherlands, 2016). Avec un tableau de chasse estimé à environ 1,3 million de perdrix rouges pour la saison 2013-2014 (gibier au cinquième rang national – Aubry *et al.*, 2016), la gestion cynégétique de l'espèce constitue un enjeu majeur en France.

Des outils disponibles pour une gestion durable

Les recherches menées sur la perdrix rouge depuis plus de trente ans, que ce soit sur sa biologie, sa démographie, son comportement, les pratiques cynégétiques ou son utilisation de l'habitat, ont permis de mettre au point un certain nombre d'outils afin de suivre l'évolution de ses populations ou sa reproduction, de proposer des aménagements de l'habitat et d'améliorer la gestion des prélèvements.

Les outils développés ont tout d'abord été testés sur quelques sites supports de suivis à long terme des populations (Ricci, 1989 ; Mathon, 1991 ; Ponce-Boutin *et al.*, 2001, 2003, 2004, 2006a, 2014). Au vu des résultats positifs obtenus, même si certains de ces outils présentent des imperfections et nécessiteront encore des ajustements, il a semblé indispensable de les mettre en œuvre le plus rapidement possible afin de préserver les populations.

Figure 1 **Évolution de l'indice d'abondance de la perdrix rouge en France entre 2008 et 2017.**
Taux de croissance interannuelle moyen (moyenne) : - 4,42 % ;
tendance globale (moyenne) : - 33,42 % (statistiquement significative) ; déclin modéré.
Source : Roux *et al.*, 2017.



Le réseau Perdrix rouge, un outil de recherche

Le développement d'actions envers l'espèce sur une grande diversité de sites permet également d'améliorer nos connaissances à plusieurs niveaux. L'utilisation des outils dans des habitats différents, ou avec des densités de populations à plus large spectre, permet de les valider ou les améliorer, les adapter.

Le réseau est également un lieu d'échanges, de partage d'expériences et de communication dont l'intérêt n'est plus à démontrer, ouvrant de nouvelles pistes de recherches et de collaborations.

L'unité de base : le site

Le réseau Perdrix rouge, basé sur le volontariat, est constitué d'une agrégation de sites. Ce sont des territoires d'au moins 0,5 km², chassés ou non, et gérés par une personne ou un organisme (***encadré 1***). S'ils présentent une hétérogénéité en termes d'habitats ou de gestion cynégétique, ils sont subdivisés en secteurs homogènes.

Le partenaire ou correspondant pour chaque site est son propriétaire ou le gestionnaire de la chasse. La participation au réseau nécessite d'être prêt à s'y engager pendant plusieurs années, car l'impact des actions menées sur les populations de perdrix rouges, bien que rapide (quelques années), n'est pas immédiat.

Participer au réseau, en quoi cela consiste ?

Compter les reproducteurs au printemps

La contribution attendue de la part d'un nouveau partenaire est qu'il réalise des comptages pour estimer les effectifs de perdrix au printemps, avec le protocole de son choix parmi ceux mis à disposition. Il est préférable d'utiliser la méthode dite du « rappel au magnétophone » (Jakob *et al.*, 2010 ; Ponce-Boutin *et al.*, 2014). Cette technique de comptage, illustrée dans un film réalisé par J.-B. Puchala *et al.* (http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Perdrix-rouge-ru555/Methode-du-rappel-au-magnetophone-ar1665), peu exigeante en temps, est utilisable en tout type d'habitat. Elle fournit une abondance grâce à un modèle statistique prenant en compte la détectabilité variable de l'espèce par le chant en fonction de la date, de l'heure et de la fermeture du milieu. Celle-ci est convertie ensuite en une densité. Elle donne des résultats fiables actuellement jusqu'à des densités de perdrix d'environ 20 couples/100 hectares. Des études complémentaires sont nécessaires pour les très fortes densités.

Estimer le succès de la reproduction en été

L'idéal est de réaliser également des observations sur des circuits préétablis en été pour estimer le succès de la reproduction. Cette donnée est essentielle pour calculer le prélèvement de perdrix rouges à recommander pour la saison cynégétique suivante sur le site, en fonction des objectifs fixés quant à l'évolution de la population. Elle donne également des indications sur la qualité de l'habitat. À défaut, il est recommandé de mettre en place une gestion cynégétique « *a priori* » (Ponce-Boutin *et al.*, 2006b). Elle consiste en une restriction, entre autres, du nombre de jours de chasse à la perdrix pour l'ensemble de la saison, de manière à limiter les risques de chute de la population en l'absence de comptages.

Consigner les différentes mesures de gestion

Un questionnaire est aussi mis à disposition afin d'enregistrer les données sur la chasse, les aménagements réalisés, les lâchers, *etc.* Ces renseignements permettront d'analyser le fonctionnement de la population de perdrix en fonction de ces facteurs et d'intervenir en conséquence sur la gestion. Ce sont également des données très importantes à l'échelle d'un département ou du réseau pour progresser dans la connaissance et la gestion de l'espèce.

La première année, il est demandé de fournir une carte du territoire matérialisant les limites des zones chassées et en réserve, le tracé de tous les chemins, pistes et voies d'accès. Ces données cartographiques sont alors enregistrées et permettent de positionner les points d'écoute selon une stratégie bien définie ainsi que les circuits de comptage, qui sont ensuite fournis au nouveau partenaire.

▶ Encadré 1 • Des partenaires de tous horizons

Les acteurs du réseau Perdrix rouge sont les suivants : associations de chasse, Armée de terre, Caisse des dépôts et consignations, conseils départementaux (13, 30 et 83), Conservatoire du littoral, détenteurs du droit de chasse, fédérations départementales des chasseurs (04, 07, 10, 11, 30, 31, 32, 34, 48, 66 et 69), Fondation Tour du Valat, RN Coussouls de Crau (CEN PACA), GIC des Alpilles, GIC des Capitelles, GIC Les Coteaux du Murvielois, GIC de la Crau, GIP Sainte-Victoire, Office national des forêts (13 et 84), Parc national des Calanques, Parc national de Port-Cros, Parc naturel des Alpilles, Parc naturel international de Douro (Portugal), Parc naturel régional du Luberon, propriétaires de domaines privés, Réserve des Maures, Université d'Alessandria (Italie).


© J.-B. Puchala/ONCFS

▲ *Exemple d'habitat en mosaïque favorable à la perdrix rouge : paysage viticole dans le Var.*

Il est également demandé de respecter scrupuleusement le calendrier des diverses activités à mener, afin de pouvoir disposer des résultats des comptages en temps voulu pour la préparation de la prochaine saison de chasse.

Quel intérêt de rejoindre le réseau ?

Intérêt pour le gestionnaire

Intégrer le réseau résulte d'une volonté de restaurer ou maintenir une population sauvage et durable de perdrix rouge sur son territoire, et d'en suivre l'évolution. Ces données de suivi permettront au gestionnaire, au fil des années, d'améliorer sa gestion de l'espèce et/ou de ses habitats par des aménagements. Ces actions auront également un impact sur la biodiversité en général (Ponce-Boutin *et al.*, 2003).

Des outils et un accompagnement

Pour ce faire, le réseau fournit différents outils (documents, films, outils informatiques) disponibles sur le site internet de l'ONCFS (***encadré 2***), et accompagne leur mise en œuvre sur le terrain grâce au réseau « d'interlocuteurs », qui apportent conseils et formation. Des journées techniques de formation sur l'espèce et sa gestion sont régulièrement organisées. La lettre annuelle de liaison, ainsi que les réunions annuelles, lieux d'échanges et de partage, ou des lettres d'avertissement en fin d'été les années de mauvaise reproduction complètent le dispositif.

Situation actuelle du réseau

Son organisation en 2017

En constante évolution, le réseau comprend en 2017 près de 260 territoires, subdivisés en plus de 400 secteurs (***figure 2***). Ceux-ci sont encore situés principalement en région méditerranéenne, bastion historique de la perdrix rouge ; mais le réseau est appelé à se développer sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, y compris dans les pays voisins.

Le coordinateur national a pour missions la gestion de la base de données, la réalisation d'analyses et synthèses nationales et recherches associées, menant à des publications scientifiques ou de vulgarisation. Il a également en charge la rédaction de la lettre annuelle, des alertes « reproduction » si nécessaire, le développement d'outils et l'organisation de journées techniques de formation et de réunions de coordination des interlocuteurs du réseau.

Les « interlocuteurs réseau », agents de l'équipe Perdrix rouge ou des délégations régionales de l'ONCFS (cellules techniques, services départementaux), personnels des fédérations départementales des chasseurs ou d'autres structures, apportent un appui au coordinateur, prennent en charge l'animation locale et régionale, les formations et conseils sur site, ainsi que le développement du réseau.

Un appui logistique et/ou scientifique est apporté par la cellule Biométrie et la Direction des systèmes d'information de l'ONCFS.

▶ Encadré 2 • Le réseau Perdrix rouge sur le site Internet de l'ONCFS

En suivant le lien http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Perdrix-rouge-ru555, vous trouverez à disposition tous les protocoles de suivis, les outils de saisie des protocoles de comptage, un outil de calcul en ligne du prélèvement recommandé par la chasse, journées techniques, les lettres annuelles du réseau et les lettres d'avertissement de fin d'été exceptionnelles, des publications en ligne, ainsi que des films en libre accès.


Le Réseau de sites Perdrix rouge

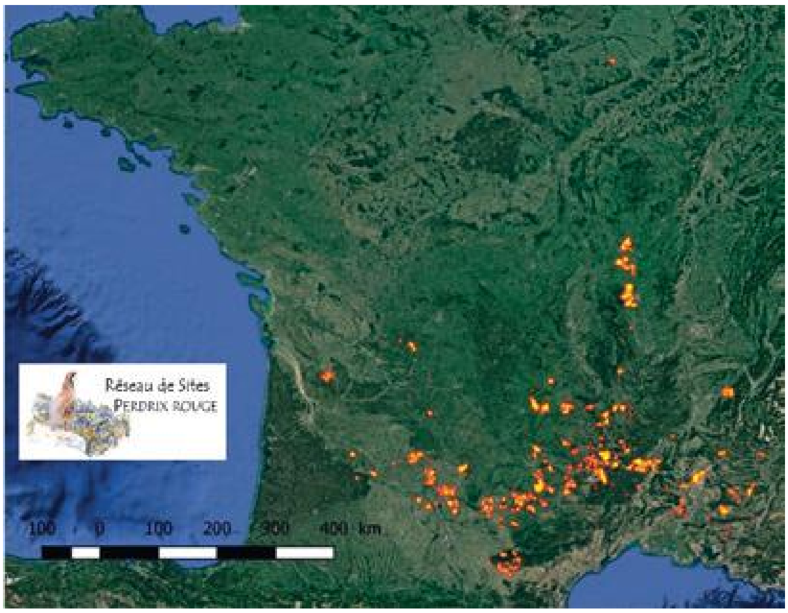
◀ *Exemple de lettre d'avertissement du réseau après une saison de mauvaise reproduction.*


Premiers résultats

▼ *Un outil de gestion durable : l'analyse du tableau de chasse (ici à Pailhès, Hérault).*



Figure 2 **Carte des sites appartenant au réseau Perdrix rouge fin 2016.**
Source : ONCFS, Direction des systèmes informatiques.



Les densités au printemps 2016

Les densités de perdrix rouges au printemps estimées par la méthode du rappel au magnétophone sont très variables. Sur l'ensemble du réseau, près de 70 % des sites suivis affichent des densités supérieures à 4 couples/km² (*figure 3*). Ce n'est pas une image des densités de populations à l'échelle des régions considérées, l'échantillon de territoires suivis n'étant pas représentatif.

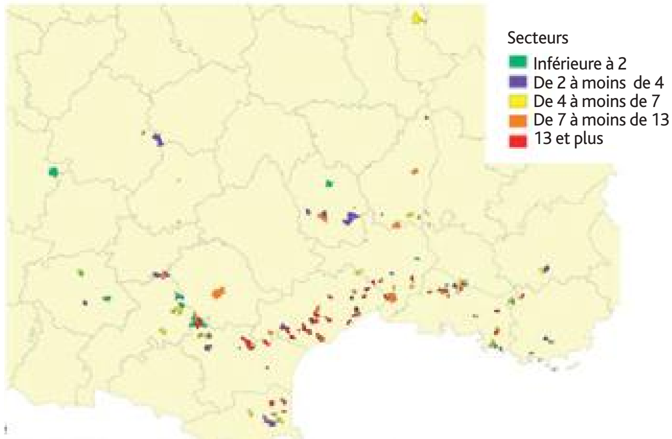
Les perspectives

L'étape suivante sera de conforter le réseau existant en mettant entre autres à disposition des outils simples, mais performants, permettant de limiter les investissements personnels tout en répondant aux attentes de chacun à son niveau. Il deviendra alors possible de poursuivre son extension vers l'ouest de la France, ainsi que dans d'autres pays de l'aire de distribution de la perdrix rouge.

Remerciements

Outre tous les partenaires sans qui ce réseau n'existerait pas, nous souhaitons remercier également pour leur participation et leur soutien : Nicolas Mathevet, Bruna Romanini, Francis Berger, Charlotte Perrot, Guillaume Souchay, nos collègues des directions régionales dont Virginie Croquet, Philippe Xéridat, Gérard Ruven et Nicolas Croce, nos collègues des services départementaux dont Vincent Tabouriech et Kévin Séjourné, Aurélien Besnard (EPHE-CEFE/CNRS Montpellier), sans oublier Philippe Aubry, Clément Calenge, Guillaume Body, Lisa Gili, Guillaume Amouroux, Laura Pereira, François Cavallo et Clément Boutin ; cette liste étant loin d'être exhaustive...

Figure 3 Densités de perdrix rouges estimées sur les sites du réseau Perdrix rouge au printemps 2016 (couples/km²).





▲ *Réunion annuelle du réseau Perdrix rouge à Saint-Martin-de-Crau.*

Bibliographie

- Aebischer, N. & Potts, D. 1994. In: *Birds in Europe: their conservation status*. Tucker, G.H. & Heath, M.F. (eds). Cambridge, UK: Birdlife International (*Birdlife Conservation Series* n° 3).
- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 - Résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EBCC/RSPB/Birdlife/Statistics Netherlands. 2016. *Pan-European Common Bird Monitoring Scheme - Trends of common birds in Europe, 2016 update*. European Bird Census Council, Czech Republic.
- Jakob, C., Ponce-Boutin, F., Besnard, A. & Eraud, C. 2010. On the efficiency of using song playback during call count surveys of red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *European Journal of Wildlife Research* 56: 907-913.
- Mathon, J.-F. 1991. Une méthode de dénombrement des couples de Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au printemps par indice kilométrique d'abondance obtenu à partir de circuits équestres (IKA EQ). *Bulletin Mensuel ONC* n° 154 : 20-24.
- Ponce-Boutin, F., Mathon, J.-F. & Puchala, J.-B. 2001. Population dynamics of red-legged partridge *Alectoris rufa*. *25th IUGB Congress - Perdix IX, 3-9 september 2001, Chypre*.
- Ponce-Boutin, F., Le Brun, T., Mathon, J.-F., Moutarde, C., Puchala, J.-B., Corda, E. & Kmiec, L. 2003. *Aménagements et biodiversité en région méditerranéenne, cahier technique à l'usage des gestionnaires*. CD-Rom, édition DIREN PACA.
- Ponce-Boutin, F., Le Brun, T., Mathon, J.-F., Moutarde, C., Puchala, J.-B., Corda, E. & Kmiec, L. 2004. Aménagement des milieux et perdrix rouge en collines méditerranéennes françaises. *Faune sauvage* n° 262 : 42-46.
- Ponce-Boutin, F., Le Brun, T., Mathon, J.-F. & Ricci, J.-C. 2006a. Propositions pour une gestion durable des populations de Perdrix rouge. Quelle place pour les lâchers. *Faune sauvage* n° 274 : 48-55.
- Ponce-Boutin, F., Le Brun, T. & Ricci, J.-C. 2006b. La perdrix rouge et sa chasse en région méditerranéenne française : résultats d'une enquête. *Faune sauvage* n° 274 : 40-47.
- Ponce-Boutin, F., Crosnier, A. & Reitz, F. 2012. Situation de la perdrix rouge en France en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 25-28.
- Ponce-Boutin, F., Jakob, C., Carsuzaa, S., Villain, F., Puchala, J.-B., Favas, J.-C., Fruitet, L. & Besnard, A. 2014. La technique du rappel au magnétophone pour estimer l'abondance de la perdrix rouge. *Faune sauvage* n° 303 : 8-13.
- Reitz, F. 2003. Le statut communal de la perdrix grise et de la perdrix rouge en France : résultats d'une enquête. *Faune sauvage* n° 258 : 25-33.
- Ricci, J.-C. 1989. Une méthode de recensement des perdrix rouges (*Alectoris rufa L.*) au printemps par indice kilométrique d'abondance (IKA PRV) dans le midi-méditerranéen. *Gibier Faune sauvage* n° 6 : 145-158.
- Roux, D., Dej, F., Body, G. & Eraud, C. 2017. *Suivi des populations nicheuses (1996-2017) et hivernantes (2000-2017)*. Réseau national d'observation Oiseaux de passage ONCFS-FNC-FDC. Rapport interne ONCFS. 28 p.

Un réseau de **sites de référence** pour le **suivi** et l'**étude** du **lièvre** en **France**



Bernard Mauvy[1*],
Guillaume Souchay[1**],
Jean-Pierre Arnauduc[2],
Jean-Sébastien Guitton[1**]

[1] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Clermont-Ferrand*, Nantes**.*
[2] *Fédération nationale des chasseurs, Directeur technique – Issy-les-Moulineaux.*

Contact : reseau.lievre@oncfs.gouv.fr

Très largement répandu à travers la France, le lièvre d'Europe est un animal emblématique de nos campagnes. Mais il s'agit aussi d'une espèce gibier prisée, dont la gestion cynégétique requiert une attention particulière et doit s'appuyer sur de solides connaissances. Le réseau Lièvre, dernier-né des réseaux de suivi patrimoniaux issus de la coopération entre l'ONCFS, la FNC et les FDC, a vocation à compléter les connaissances actuelles et à favoriser leur diffusion auprès des gestionnaires.

Le lièvre est suivi et étudié depuis de nombreuses années. Néanmoins, on manque d'une vision générale de sa situation démographique. On constate que les niveaux d'abondance ainsi que les tendances d'évolution des effectifs sont très variables, et ce, à des échelles géographiques parfois réduites. En outre, la proportion de jeunes dans le tableau de chasse est faible depuis plusieurs années dans de nombreux départements (Mauvy *et al.*, 2017). L'impact des facteurs de régulation de la dynamique des populations nécessite donc une meilleure compréhension, afin d'adapter au mieux la gestion cynégétique à l'état des populations.

Le réseau Lièvre, mis en place en 2015, est constitué de sites de référence représentatifs des différents types d'habitats qui sont répartis sur l'ensemble de la France (***figure 1***). Depuis 2017, il compte 27 sites de référence totalisant une surface de 630 000 ha (dont 440 000 ha de surface agricole utile), soit ~1 % de la surface de l'hexagone et plus de 3 % de la SAU métropolitaine.

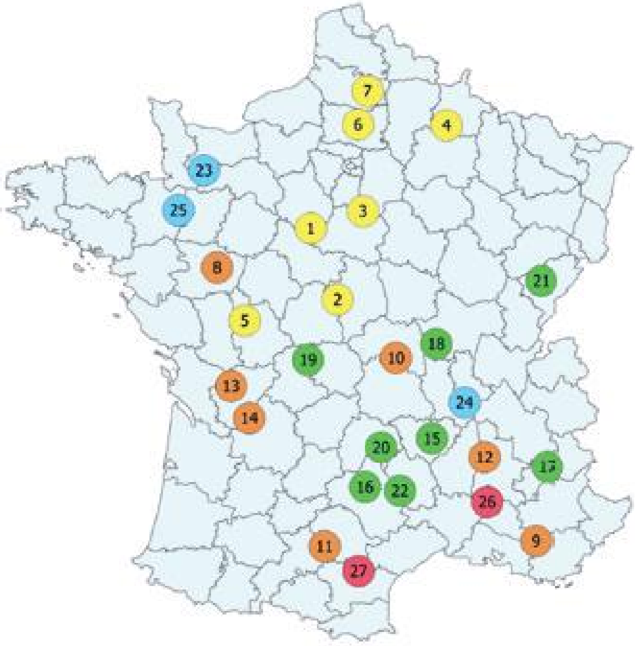
Des protocoles standardisés

Dans le cadre du réseau Lièvre, les suivis sont réalisés grâce à des protocoles standardisés, éléments essentiels pour les analyses permettant la comparaison des résultats obtenus sur les différents sites. Trois types de suivis sont mis en œuvre :

• estimation de l'abondance de l'effectif reproducteur de lièvres grâce à un dispositif d'échantillonnage nocturne systématique[1] (Péroux, 1995). En fonction des contraintes liées au type d'habitat ou des habitudes locales, la méthode utilisée est, soit l'Échantillonnage par point avec un projecteur (EPP), soit la méthode des Indices kilométriques d'abondance (IKA). Les unités d'échantillonnage sont respectivement constituées de points fixes ou de segments de circuit d'une longueur d'environ 1 km (*encadré*). Les relevés sont effectués au cours de trois séances (répétitions) dans un laps de temps inférieur à un mois. Les résultats

[1] Le protocole mis en place permet l'enregistrement simultané des observations de renards.

Figure 1 **Carte des 27 sites volontaires participant au réseau Lièvre en 2017 et leur type d'habitat.**
Les sites occupent une surface allant de 5 000 ha à plus de 45 000 ha. Les milieux sont caractérisés en fonction de l'occupation des terres agricoles (proportion des différentes cultures dans la surface agricole utile – données issues du recensement agricole).



Type d'habitat	N°	Site
Céréalier (> à 50 % de céréales)	1	Beauce
	2	Champagne berrichonne
	3	Gâtinais
	4	Juniville
	5	Neuvillois
	6	Plateau picard
	7	Santerre
Diversifié (< à 50 % de céréales)	8	Authion
	9	Bas Verdon
	10	Bourbonnais
	11	Lauragais
	12	Plaine de Valence
	13	Rouillacais
	14	Verteillacois
Herbager (> à 75 % d'herbages)	15	Bassin du Puy
	16	Causse Comtal
	17	Champsaur
	18	Charollais
	19	Marche
	20	Planèze
	21	Premier plateau Jura
	22	Sauveterre
Mixte (> à 80 % d'herbages + maïs + céréales)	23	Bocage
	24	Monts lyonnais
	25	Vendelais
Viticole (> à 67 % de vigne)	26	Comtat
	27	Minervois

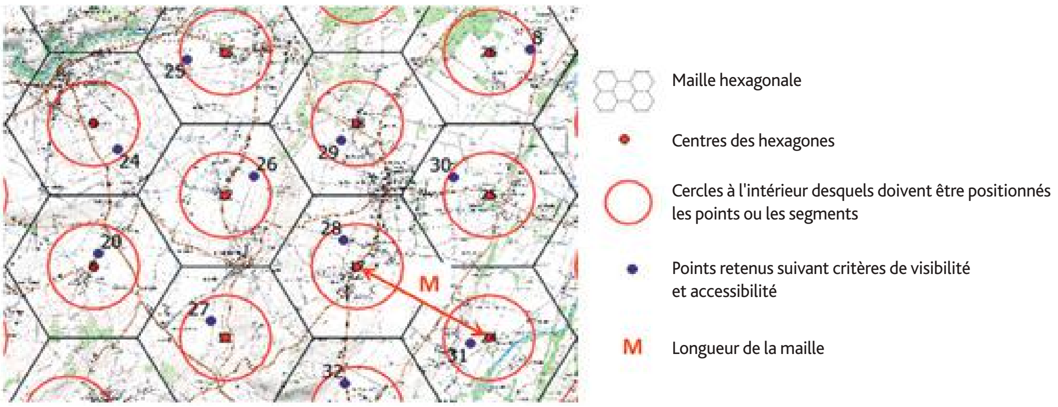
▶ Encadré • Mise en place d'un protocole de dénombrement

Des dénombrements nocturnes sont réalisés chaque hiver sur les sites du réseau Lièvre, grâce à des dispositifs d'échantillonnage.
Ceux-ci comportent un nombre d'unités (points fixes ou segments de circuit d'environ 1 km) qui dépend de l'abondance du lièvre et du degré de précision souhaité. Afin d'effectuer des analyses pertinentes, on cherche pour le réseau Lièvre à obtenir des indices d'une bonne précision.
Notons que la surface du territoire étudié n'entre pas en ligne de compte pour la détermination du nombre de points ou de segments.
Parmi les 27 sites que comporte le réseau en 2017, 13 sont suivis par EPP avec une moyenne de 48 points (25 à 67) et 14 par IKA avec une moyenne de 42 segments (27 à 56).
Points et segments sont positionnés à l'aide d'une grille hexagonale qui permet une répartition homogène. Une fois que le nombre d'unités nécessaires pour échantillonner le site est fixé, on calcule la maille de la grille (M) avec la formule suivante :

$$M=\sqrt{2.SU/_{\sqrt{3}}}$$

SU = Surface Unitaire = surface totale du site / nombre d'unités d'échantillonnage.

La grille hexagonale, ainsi que des cercles centrés dans les hexagones, sont ensuite générés grâce à un logiciel cartographique (SIG) sur un fond de carte IGN (voir croquis). Ces cercles délimitent la zone où doivent être recherchés les emplacements adéquats pour positionner les points ou les segments. Leur taille est d'autant plus grande que la maille est lâche. La latitude de positionnement est donc d'autant plus confortable que les surfaces des sites à échantillonner sont vastes.
Ce type de dispositif présente l'avantage de pouvoir suivre de vastes surfaces avec des moyens raisonnables, en échantillonnant de la même manière tous les secteurs. Il fournit en outre des indices assortis d'un intervalle de confiance, ce qui facilite l'interprétation des variations interannuelles. Enfin, il permet d'estimer la densité lorsque les distances de détection des animaux sont mesurées. On peut alors comparer de manière plus fiable les niveaux d'abondance mesurés dans des types de paysages différents.



s'expriment sous la forme d'indices d'abondance : TR (Taux de rencontre : nombre moyen de contacts par point) pour la méthode EPP, ou IKA (Indice kilométrique d'abondance : nombre moyen de contacts par kilomètre) pour la méthode IKA. On convertit l'IKA en TR *via* la relation TR ~ IKA/2,5, afin de mettre l'ensemble des sites sur une échelle de comparaison commune. De plus, sur certains sites où les distances d'observation sont mesurées, les densités de lièvres sont estimées grâce à la méthode du « distance sampling » (Péroux *et al.*, 1997) ;

- estimation du pourcentage de jeunes lièvres dans les tableaux de chasse. L'âge des animaux est déterminé grâce à la pesée des cristallins. Le pourcentage de jeunes est un indicateur du succès de la reproduction (Broekhuizen & Maaskamp, 1979 ; Péroux, 1995) ;
- estimation du niveau des prélèvements cynégétiques grâce au recueil des tableaux de chasse et de différentes informations sur la pratique de la chasse.

Par ailleurs, les données complémentaires (abondance de renards, assolement, météorologie, état sanitaire), collectées actuellement ou dans le futur, devraient permettre d'identifier les principaux facteurs de régulation.

Des situations contrastées en lien avec le milieu

L'abondance du lièvre présente une large gamme de variations entre les sites : la moitié d'entre eux affiche des valeurs de TR inférieures à 1 lièvre par point, tandis que pour l'autre moitié, les valeurs s'étagent de 1 à plus de 6 (*figure 2*). Comme attendu, on constate que ce sont les sites où la proportion de céréales dans l'assolement est la plus forte qui recèlent les plus fortes densités de lièvres (*figure 3*). À moyen terme, une estimation plus précise de la relation entre habitat et abondance de lièvres permettra de mieux quantifier le potentiel d'un territoire.

Quelles variables expliquent les évolutions des populations de lièvres et les variations de leur succès de reproduction ?

Les données recueillies par le réseau permettent d'étudier les relations entre différentes variables environnementales et démographiques. Nous présentons ici quelques exemples de premiers résultats qui mériteront d'être confirmés ou précisés à l'avenir.



▲ *La pesée des cristallins permet de connaître l'âge des lièvres et par suite d'estimer le succès de la reproduction des populations chassées.*

Figure 2 Taux de rencontre (nombre moyen de lièvres observés par point de comptage) par site du réseau au printemps 2017.

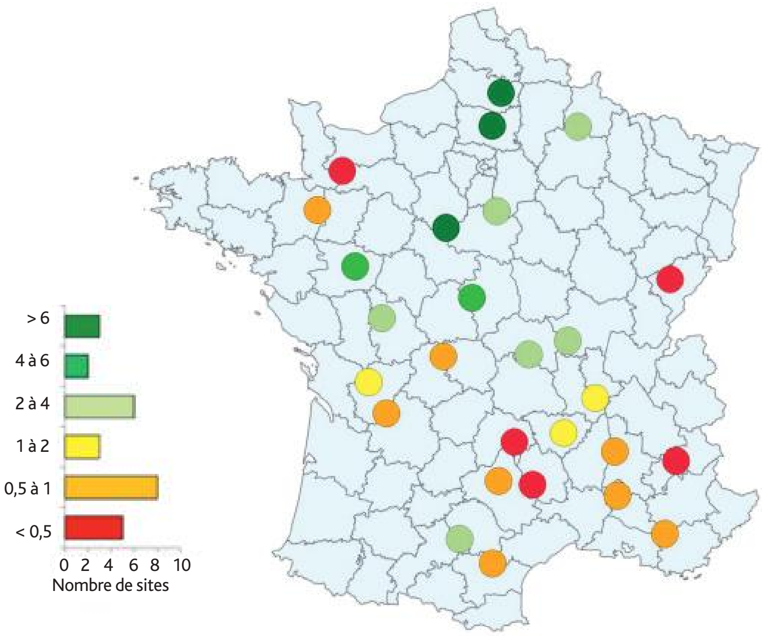
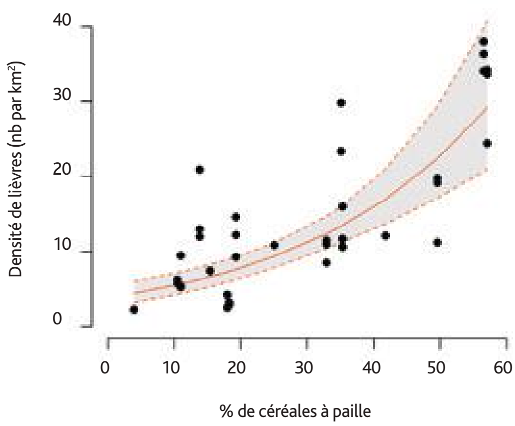


Figure 3 **Corrélation entre densité de lièvres et proportion de céréales à paille dans l'assolement.**
Seules les données des sites mesurant la distance (n = 16) lors des comptages sont incluses.
La courbe noire correspond à la densité attendue en fonction de la proportion de céréales au sein des sites du réseau.
L'aire grisée correspond à l'incertitude autour de la valeur attendue de densité.



Le rôle de la chasse et de la prédation

Sur les 16 sites du réseau mesurant les distances de détection, il est possible d'étudier les variations de densité de printemps d'une année à l'autre (taux d'accroissement). Le taux d'accroissement entre 2015 et 2016, et entre 2016 et 2017, apparaît tout d'abord corrélé négativement au taux de prélèvement à la chasse (nombre de lièvres tués à la chasse divisé par le nombre de lièvres vivants estimé à l'ouverture de la chasse). Entre 2015 et 2016, il était également négativement corrélé à la densité de renards (*figure 4*). On observe en effet que là où la densité de renards était la plus élevée, la densité de lièvres a diminué (taux d'accroissement < 1). Là où la densité de renards était plus faible, la densité de lièvres a soit augmenté (taux d'accroissement > 1), soit diminué (taux d'accroissement < 1), cette différence d'évolution étant en partie liée au taux de prélèvement à la chasse. Cette relation n'ayant pas été observée entre 2016 et 2017, les données des prochaines années devraient permettre de préciser l'effet du renard, probablement en interaction avec d'autres variables.

L'impact des conditions météorologiques sur le succès de la reproduction

Les précipitations ont été nettement plus abondantes en 2016 qu'en 2015 sur l'ensemble des sites céréaliers, en particulier au mois de mai (*figure 5*). Or la chronologie des naissances des jeunes lièvres tués à la chasse fait apparaître, pour les sites céréaliers, un déficit notable d'individus nés au mois de mai et juin 2016 par rapport à l'année précédente (*figure 5*), période qui correspond au pic des naissances. Ce déficit peut être dû à une moins bonne fécondité ou à une moins bonne survie des levrauts nés à cette période. Par ailleurs, dans ces sites céréaliers, le pourcentage de jeunes au tableau de chasse est nettement plus faible en 2016 qu'en 2015 : 47 % contre 60 %, soit respectivement 0,9 jeune par adulte en moyenne contre 1,5. On peut donc faire l'hypothèse que les conditions météorologiques difficiles du printemps 2016 ont induit une diminution du succès reproducteur global de la saison.

Figure 4 **Relation entre le taux d'accroissement de la densité de lièvres au printemps entre 2015 et 2016, la densité de renards au printemps 2015 et le taux de prélèvement à la chasse lors de l'automne 2015.**

Les lignes correspondent aux taux d'accroissement attendu en fonction de la densité de renards et du taux de prélèvement de lièvres : la ligne continue correspond à un taux de prélèvement à la chasse de 5 % et la ligne pointillée à un taux de 15 %.

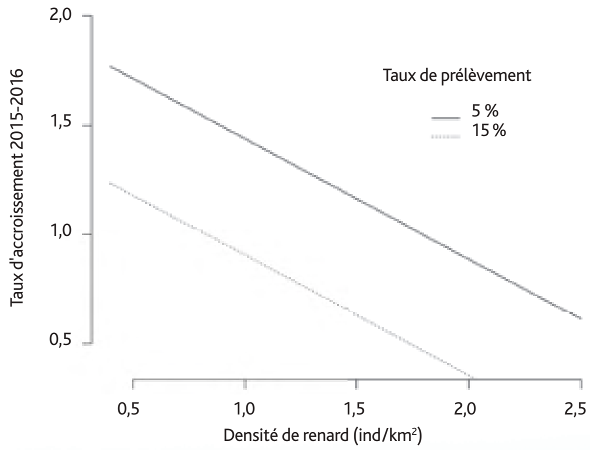
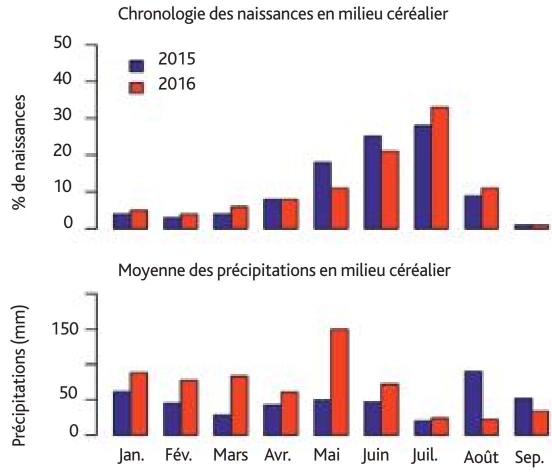


Figure 5 **Histogramme du mois de naissance des jeunes lièvres tués à la chasse et des précipitations mensuelles en 2015 et 2016.**



▼ *Les meilleures densités de lièvres s'observent sur les sites ayant la proportion de céréales la plus élevée. À moyen terme, une estimation plus précise de cette relation entre habitat et abondance des lièvres permettra de mieux quantifier le potentiel d'un territoire.*



Un réseau de communication impliquant l'ensemble de la sphère cynégétique

Au-delà de son utilité pour la compréhension de la démographie du lièvre, le réseau Lièvre présente aussi l'intérêt de générer de nombreux échanges.

En premier lieu, la mise en place des protocoles, la collecte et la transmission des données nécessitent de fréquentes discussions avec les acteurs impliqués sur les différents sites.

De plus, les réunions organisées annuellement rassemblent des personnels techniques et des élus des structures cynégétiques (départementales, régionales ou nationale), ainsi que des agents des différentes directions de l'ONCFS. Bien que l'objectif premier de ces réunions soit de restituer le bilan des suivis, c'est également l'occasion d'évoquer les travaux en cours sur l'espèce. Une place importante est réservée aux discussions et aux retours d'expérience qui font émerger des préoccupations de terrain. Celles-ci peuvent susciter de futurs travaux, en particulier dans les sites du réseau qui deviennent des territoires d'étude privilégiés en raison des paramètres démographiques qui y sont déjà mesurés.

Enfin, une lettre annuelle diffusée en fin d'année à l'ensemble des FDC et services techniques de l'ONCFS approfondit l'analyse des résultats et donne un aperçu des recherches menées sur le lièvre par l'ONCFS ou par d'autres équipes, en France ou en Europe.


© P. Massit/ONCFS

▲ *L'étude des tableaux de chasse suggère que l'abondance des précipitations au cours du printemps 2016 sur les sites céréaliers a affecté le succès de reproduction du lièvre.*

Perspectives

Le réseau Lièvre n'en est qu'à ses débuts. Les premiers résultats sont déjà intéressants, même si un recul de plusieurs années sera nécessaire pour les confirmer. Ils sont aussi encourageants car ils montrent que les sites d'étude fournissent un panel de situations diversifiées et contrastées, ce qui est essentiel pour identifier les facteurs les plus déterminants pour la démographie du lièvre. Notre objectif pour les prochaines années est d'intégrer 5 à 10 sites de référence supplémentaires, notamment dans les régions les moins représentées.

Lors du dernier congrès de l'Union internationale des biologistes du gibier (UIGB) qui s'est tenu en août 2017 à Montpellier, le réseau Lièvre a été présenté à la fois sous la forme d'un poster et au cours d'un atelier consacré aux lagomorphes. Les discussions avec les chercheurs européens ont fait émerger la nécessité d'une meilleure coordination de nos travaux sur le lièvre d'Europe. La constitution d'un réseau de territoires d'étude en Europe, sur la base de notre réseau français, fait partie des pistes qui ont été évoquées.

Remerciements

Nous remercions l'ensemble des correspondants départementaux du réseau Lièvre qui assurent la collecte des données de terrain. ●

▼ *Réunion annuelle du réseau.*


© J. Berruyer

Bibliographie

- Broekhuizen, S. & Maaskamp, F. 1979. Age determination in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in the Netherlands. *Mammalian Biology* 44: 162-175.
- Mauvy, B., Santin-Janin, H. & Guitton, J.-S. 2017. Declining breeding success in European hare (*Lepus europaeus*) populations in France. P.59 in: Bro, E. & Guillemain, M. (eds). *33rd IUGB Congress & 14th Perdix Symposium abstract book*. ONCFS, Paris.
- Péroux, R. 1995. Le lièvre d'Europe. *Bulletin Mensuel ONC*, Num. Spéc., n° 204. 96 p.
- Péroux, R., Mauvy, B., Lartiges, A., Bray, Y. & Marboutin, E. 1997. Point transects sampling: a new approach to estimate densities or abundances of European hare (*Lepus europaeus*) from spotlight counts. *Game and Wildlife* 14: 525-529.

Émergence du **virus RHDV2** chez le **lapin** et le **lièvre** : retour sur les **évolutions récentes** et leurs **implications**

Stéphane Marchandeau[1],
Jean-Sébastien Guitton[1],
Évelyne Lemaitre[2],
Anouk Decors[3],
Stéphane Bertagnoli[4],
Ghislaine Le Gall-Reculé[2]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes.
[2] Anses, Laboratoire de Ploufragan-Plouzané, Unité Virologie, Immunologie, Parasitologie aviaires et cunicoles – Ploufragan.
[3] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Sanitaire de la faune – Saint-Benoist, Auffargis.
[4] IHAP, Université de Toulouse, INRA, ENVT – Toulouse.

Contacts :
stephane.marchandeau@oncfs.gouv.fr
jean-sebastien.guitton@oncfs.gouv.fr


© ONCFS, BMI 78

Pendant plus de vingt ans, la description des maladies hémorragiques du lapin et du lièvre a été relativement simple : le virus RHDV provoquait la maladie RHD (ou VHD) du lapin sans pouvoir infecter le lièvre, et le virus EBHSV provoquait la maladie EBHS du lièvre sans pouvoir infecter le lapin. Depuis quelques années, les choses se sont un peu compliquées avec l'émergence d'un nouveau virus, le RHDV2, capable d'infecter les deux espèces ! Cet article fait le point sur ces découvertes et leurs implications.

Au début des années 1980, deux maladies similaires ont émergé chez le lièvre (EBHS, *European brown hare syndrome*), puis chez le lapin (RHD, *Rabbit haemorrhagic disease*). Elles se caractérisent notamment par des syndromes hémorragiques et de fortes mortalités. Elles sont causées par deux virus de la famille des caliciviridae (EBHSV et RHDV) génétiquement proches, mais suffisamment distants pour que des infections croisées (lapin par EBHSV et lièvre par RHDV) ne soient pas possibles. Après leur émergence, ces virus ont évolué, donnant naissance à différentes lignées d'EBHSV et de RHDV, tout en conservant les caractéristiques des souches d'origine en termes de pathogénicité et spécificité d'hôtes.

L'émergence d'un nouveau virus : le RHDV2

La situation a évolué en 2010 avec l'émergence d'un nouveau virus RHDV, appelé RHDV2, qui a été décrit pour la première fois dans le nord-ouest de la France (Le Gall-Reculé *et al.*, 2013). Des études plus récentes ont montré qu'il était aussi présent en Grande-Bretagne en 2010, laissant planer une incertitude sur le lieu où il a émergé. Sa structure génétique est celle d'un RHDV, mais elle diffère suffisamment de celle des RHDV existants, désormais appelés RHDV1, pour montrer qu'il n'est pas le fruit d'une évolution des RHDV1 mais un nouveau virus émergent dont l'origine est encore inconnue (***encadré 1***). RHDV1 et RHDV2 diffèrent aussi en termes d'expression de la maladie. Le RHDV1 provoque majoritairement des syndromes hémorragiques, avec des mortalités intervenant 2 à 4 jours après inoculation. Avec le RHDV2 les syndromes hémorragiques sont moins fréquents, et les animaux meurent majoritairement de dégénérescence hépatique provoquant des signes cliniques de type jaunisse (dégradation du foie, ictères). Les études menées en laboratoire montrent aussi une différence de taux de mortalité induits : 90-95 % avec le RHDV1, contre 45-50 % avec le RHDV2.

L'impact initial du RHDV2 sur les populations de lapin de garenne a généralement été assez fort, car la protection croisée entre RHDV1 et RHDV2 n'est que partielle. En effet, les anticorps dirigés contre le RHDV1 ne protègent que très partiellement contre le RHDV2. L'acquis immunitaire dont bénéficiaient les populations s'est donc révélé assez peu protecteur contre le RHDV2. Enfin, le RHDV2 présente la caractéristique d'être capable d'infecter de très jeunes lapins, ce qui n'est généralement pas le cas du RHDV1. La sensibilité au RHDV1 était quasi nulle chez les jeunes de moins de 4 semaines, puis augmentait progressivement entre 4 et 8 semaines où la sensibilité devenait maximale. On n'observe pas cette résistance des très jeunes lapins au RHDV2 : en élevage, les cas de RHDV2 chez des individus de 15-18 jours sont fréquents, des mortalités à l'âge de 9-10 jours ayant même été enregistrées.

▶ Encadré 1 • Quelle est l'origine de ces virus ?

Deux hypothèses peuvent expliquer l'émergence du RHDV, de l'EBHSV puis du RHDV2. La première est l'évolution de virus non pathogènes du lapin et du lièvre, qui, par mutation ou recombinaison avec d'autres virus, acquièrent une virulence et provoquent maladie et mortalité chez ces espèces. La mise en évidence de souches virales non pathogènes au sein des populations actuelles, mais aussi dans des prélèvements antérieurs à l'apparition de ces maladies, est cohérente avec cette hypothèse. Il est cependant surprenant de constater que les virus EBHSV et RHDV, puis le RHDV2, ont tous émergé à quelques années d'écart (et quasiment en même temps à l'échelle de l'évolution des espèces et des virus), chez deux espèces différentes, et d'imaginer que ces trois événements soient indépendants et dus au hasard. La deuxième hypothèse est donc que ces virus proviennent de virus qui étaient présents chez une autre espèce, et que le « franchissement de barrière d'espèce » a eu lieu lorsque cette espèce a été mise en contact avec des lapins et des lièvres. Ainsi, les lâchers de sylvilagus américains en Europe dès les années 1960, mais surtout dans les années 1970 et 1980 où ils furent très nombreux, pourraient avoir joué un rôle dans l'émergence de ces maladies. Un programme de recherche européen nommé ECALEP (Émergence des CAlicivirus hautement pathogènes chez les LEPoridés), initié par l'ONCFS et l'Anses et associant l'École nationale vétérinaire de Toulouse, l'Inserm de Nantes ainsi que des équipes italienne, suédoise et portugaise, a pour objectif d'examiner ces deux hypothèses.

Le RHDV2 a rapidement remplacé le RHDV1 chez le lapin

Dès 2011, l'ONCFS et l'Anses ont mis en place un observatoire des souches de RHDV pour suivre la diffusion et l'évolution génétique du RHDV2, et mieux détecter l'éventuelle émergence de nouveaux génotypes. Les résultats ont montré que le RHDV2 s'est rapidement propagé, puisqu'il était présent dans toute la France début 2011 (Le Gall-Reculé *et al.*, 2013). En outre, il a remplacé le RHDV1 dès le second semestre 2011, où 95 % des épizooties de RHD enregistrées par SAGIR étaient dues au RHDV2 (40/42). Le RHDV1 est toujours présent mais, depuis 2012, on ne détecte plus que quelques cas isolés (moins de 2 % des cas analysés).

Une diffusion rapide dans le monde et vers différentes espèces de lièvres

Si le RHDV2 a rapidement diffusé dans toute la France, il s'est aussi rapidement propagé en Europe puisqu'il a été détecté en Italie et en Espagne en 2011, au Portugal en 2012, en Suède et en Allemagne en 2013, puis dans les autres pays. Il a également diffusé hors d'Europe et a été identifié en Australie en 2014, en Tunisie et au Bénin en 2015, au Canada et en Côte d'Ivoire en 2016.

Alors que le RHDV1 était resté spécifique du lapin de garenne, le RHDV2 a été très rapidement détecté chez différentes espèces de lièvres. Ainsi, en Sardaigne, les premiers cas de mortalité dus au RHDV2 ont été enregistrés en octobre 2011 chez le lapin, et deux mois plus tard des cas étaient détectés chez des lièvres du Cap (*Lepus capensis mediterraneus*) – (Puggioni *et al.*, 2013). Depuis, il a été montré que le RHDV2 est capable d'infecter trois autres espèces de lièvres : le lièvre d'Italie (*Lepus corsicanus*) – (Camarda *et al.*, 2014), le lièvre variable (*Lepus timidus*) – (OIE, 2017) et le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*) – (Velarde *et al.*, 2016). Chez toutes ces espèces le RHDV2 provoque une maladie similaire à l'EBHS. Chez le lièvre d'Europe, les cas décrits en Espagne et au Portugal suggèrent que le passage du RHDV2 au lièvre est épisodique et n'est pas associé à de fortes mortalités.

Des cas de RHDV2 chez le lièvre d'Europe en France

Nous avons mis en place une étude visant à rechercher des cas de RHDV2 chez le lièvre d'Europe en France (Le Gall-Reculé *et al.*, 2017). Nous avons constitué un échantillon de 50 lièvres, collectés entre janvier 2013 et février 2015 par le réseau SAGIR, dont l'autopsie évoquait l'EBHS. Les analyses ont montré que 7 de ces lièvres étaient infectés par le RHDV2. Dans cet échantillon, le premier cas a été identifié en novembre 2013. Ces cas sont largement distribués spatialement puisqu'ils ont été détectés dans les Côtes-d'Armor, la Seine-Maritime, les Deux-Sèvres, l'Allier, le Lot-et-Garonne et le Gers.

Lièvres et lapins partagent les mêmes souches virales localement

Nous avons génotypé ces 7 souches de RHDV2, ainsi que 9 autres isolées chez le lapin de garenne sur la même période. Les résultats montrent que les souches isolées chez le lièvre se répartissent dans plusieurs lignées génétiques (*figure 1*). Nous ne sommes donc pas dans une situation où le RHDV2 serait passé une fois du lapin au lièvre et aurait ensuite évolué séparément au sein de chaque espèce. En outre, on constate une structuration géographique des souches : dans une même région, des souches proches sont retrouvées chez les deux espèces. Ces résultats montrent que les passages du virus du lapin au lièvre sont assez fréquents.

Le RHDV2 très répandu chez le lièvre

Pour quantifier l'importance du RHDV2 dans les cas de maladie apparentée à l'EBHS, nous avons analysé l'ensemble des données recueillies en 2015 par le réseau SAGIR. Contrairement à ce qui a été décrit en Espagne ou en Italie, le RHDV2 n'est pas à l'origine de cas sporadiques. En effet, sur les

▶ *Symptômes de RHDV2 : foie décoloré, rate hypertrophiée, hémorragies et rein congestionné.*

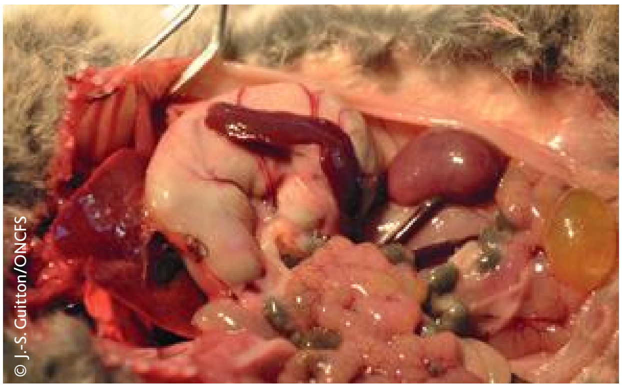
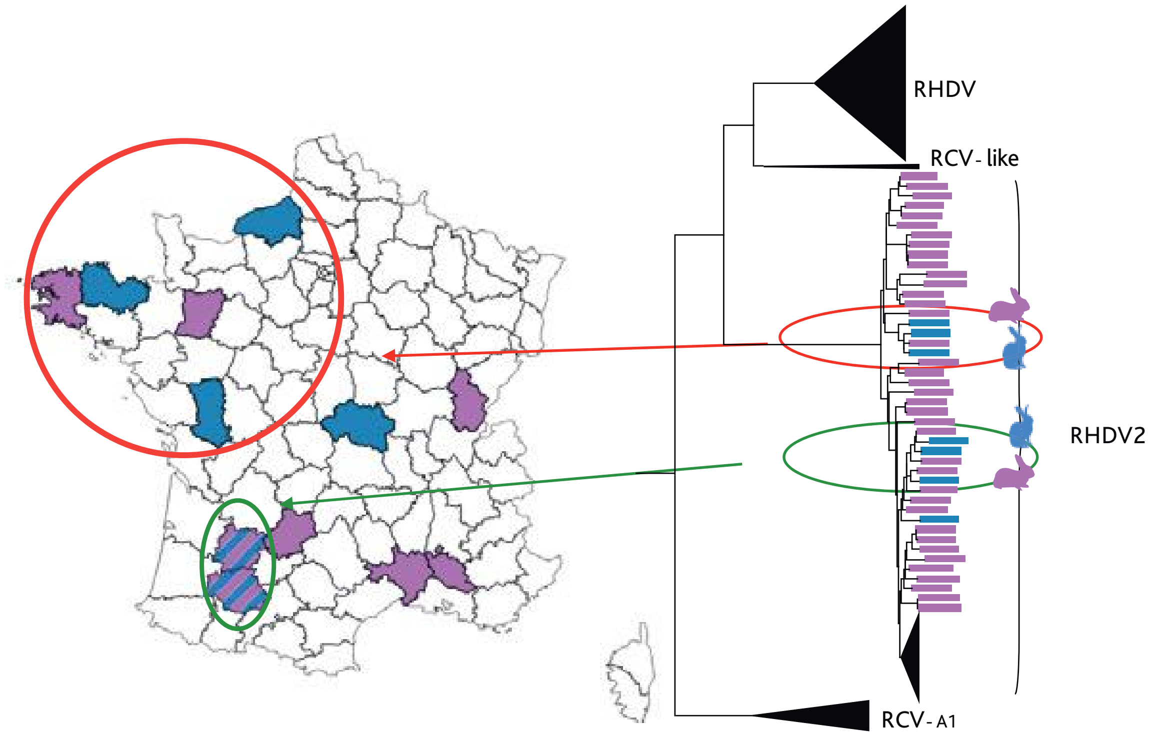


Figure 1 Arbre représentant les liens de parenté et la diversité génétique des calicivirus du lapin (y compris les virus non pathogènes du lapin RCV-like et RCV-A1) incluant les sept souches de rhdv2 isolées chez le lièvre. Les souches isolées chez le lièvre (en bleu) sont mélangées aux souches isolées chez le lapin (en rose), montrant leur lien de parenté étroit. Localement, lapins et lièvres sont infectés par des souches génétiquement très proches.



87 lièvres morts de calicivirose, 62 % (54/87) étaient infectés par l'EBHSV, 37 % étaient infectés par le RHDV2 (32/87) et dans un cas a été observée une co-infection par l'EBHSV et le RHDV2. Le RHDV2 est donc une des causes majeures de mortalité « de type EBHS ». Par ailleurs, dans trois cas, les informations relevées par les observateurs de terrain indiquent qu'on avait affaire à des mortalités groupées dans le temps et dans l'espace, ce qui souligne le caractère épidémique du RHDV2 chez le lièvre. Ces cas de RHDV2 chez le lièvre couvrent l'ensemble de la France (*figure 2*) puisqu'on les trouve dans 21 départements, du Finistère à la Haute-Saône, au Var et au Gers. Dans 13 de ces départements, on a détecté à la fois l'EBHSV et le RHDV2 au cours de l'année 2015. Comme pour le lapin de garenne, le



Jeune lapin de 25-30 jours mort de RHDV2 alors qu'il s'alimentait, comme en témoigne la présence dans sa bouche d'une bouchée d'herbe.

Figure 2 Distribution des cas avérés de RHDV2 chez le lièvre en 2015.



RHDV2 est vraisemblablement présent chez le lièvre dans l'ensemble des départements, même si des analyses ne l'ont pas encore confirmé partout.

Quelles sont les conséquences de l'émergence du RHDV2 chez le lapin et chez le lièvre ?

Alors que les évolutions successives du RHDV1 constatées jusqu'en 2010 n'avaient pas de conséquence majeure, l'émergence du RHDV2 chez le lapin puis chez le lièvre a des implications en matière de diagnostic, prophylaxie et gestion des populations.

Un nouveau virus implique un nouveau vaccin

La distance génétique entre les deux virus montre que le RHDV2 n'est pas le fruit d'une évolution ou d'une mutation du RHDV1. Il s'agit d'un nouveau virus, apparenté au RHDV1 mais ne partageant pas d'ancêtre commun récent. En raison de la faible protection croisée avec le RHDV1, il est logique que son impact initial ait été globalement fort puisqu'il a circulé dans des populations disposant de défenses immunitaires peu efficaces. Cette faible protection croisée a aussi rendu inefficaces les vaccins qui avaient été développés contre le RHDV1. Depuis, deux vaccins dirigés contre le RHDV2 ont été développés et commercialisés : Eravac (laboratoire Hypra) et Filavac VHD K C+V (laboratoire Filavie). Ce dernier présente la caractéristique de combiner les deux valences RHDV1 et RHDV2.

Des outils de diagnostic à mettre à jour

L'émergence du RHDV2 chez le lapin et le lièvre a aussi nécessité de revoir les outils de diagnostic utilisés dans le cadre de SAGIR. Chez le lapin, le test ELISA (*encadré 2*) détecte à la fois le RHDV1 et le RHDV2. En termes de

diagnostic de la RHD, ce test est donc suffisant. En revanche, la détermination de la souche virale responsable de la mortalité a nécessité la mise au point d'un test PCR (***encadré 2***) spécifique du RHDV2. Ce test permet, pour les FDC qui le souhaitent, de compléter le diagnostic par l'identification de la souche virale. Chez le lièvre, le diagnostic s'appuyait sur un test spécifique de l'EBHSV (ELISA puis plus récemment PCR), incapable de détecter le RHDV2. La situation était donc différente de celle du lapin puisque le diagnostic de la maladie « de type EBHS » n'était pas possible lorsque le RHDV2 en était la cause. Il était donc impératif de développer un nouveau test. Ce test, une PCR qui permet de détecter l'EBHSV et le RHDV2 en une seule analyse, est maintenant déployé au sein des laboratoires d'analyse partenaires du réseau SAGIR.

▶ Encadré 2 • Les méthodes de diagnostic virologique

Deux méthodes sont utilisées par les laboratoires d'analyse pour détecter un virus RHDV, EBHSV ou RHDV2 dans un échantillon de foie de lapin ou de lièvre.
La méthode ELISA (*Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay*) utilise des anticorps produits par le système immunitaire des lapins et des lièvres pour se défendre contre une infection. Lorsque le virus recherché est présent dans l'échantillon analysé, il se fixe aux anticorps spécifiques utilisés dans l'ELISA ; l'ajout d'enzymes qui reconnaissent les complexes virus-anticorps formés produit ensuite une réaction colorée, d'intensité plus ou moins importante selon leur quantité et dont la densité optique est lue avec un spectrophotomètre.
La méthode PCR (*Polymerase Chain Reaction*) recherche quant à elle des fragments du matériel génétique du virus et les multiplie pour pouvoir ensuite les détecter.
L'ELISA détecte donc les protéines du virus, tandis que la PCR détecte son matériel génétique. La PCR est généralement plus sensible car elle permet de détecter une très faible quantité de matériel génétique.

Quelles implications pour la gestion du lièvre et du lapin ?

Il est possible d'étudier le RHDV2 en conditions de laboratoire avec des lapins domestiques ; mais cette possibilité est beaucoup plus difficile à mettre en œuvre pour le lièvre dont les conditions de maintien en claustration et de manipulation sont très délicates. Il sera donc beaucoup plus compliqué de documenter avec précision l'effet du RHDV2 chez le lièvre que chez le lapin de garenne. Par exemple, la sensibilité des jeunes lièvres au RHDV2, qui peut potentiellement avoir une forte incidence sur la dynamique des populations, sera difficile à estimer.

Dans les renseignements fournis par le réseau SAGIR, rien n'indique que depuis le premier cas identifié de RHDV2 chez le lièvre en 2011, il y ait eu une recrudescence des mortalités de type EBHS. Toutefois, à l'avenir, le passage du RHDV2 au lièvre pourrait potentiellement avoir des effets sur l'évolution de sa virulence pour les deux espèces. Par modélisation, il a en effet été suggéré que la fragmentation des populations d'hôtes n'est pas favorable aux souches très virulentes et que celles-ci sont donc progressivement remplacées par des souches moins virulentes. En effet, une souche très virulente a plus de difficultés à se propager d'un noyau de population à un autre, les animaux infectés mourant trop rapidement pour transmettre le virus aux noyaux voisins. C'est l'une des explications possibles du remplacement du RHDV1 par le RHDV2 chez le lapin : le RHDV2, moins virulent que le RHDV1, est plus apte à se propager au sein des populations fragmentées. Avec sa capacité à infecter le lièvre, il dispose désormais d'une population d'hôtes dont la distribution est beaucoup moins fragmentée, ce qui pourrait être favorable à une augmentation de virulence. Un effet inverse pourrait aussi se produire, car l'élargissement du spectre d'hôte devrait favoriser la circulation du virus et ainsi probablement permettre un meilleur entretien de l'immunité, diminuant l'impact de la maladie chez les deux espèces. Ces deux scénarios ne sont pas exclusifs et rien ne permet à ce jour de conclure sur une possible évolution de l'impact du RHDV2 chez les deux espèces.

▼ *Le virus RHDV2 a la capacité d'infecter de très jeunes lapins, mais son aptitude à infecter de très jeunes lièvres reste inconnue à ce jour.*



Remerciements

Nous remercions l'ensemble des acteurs du réseau SAGIR grâce à qui nous disposons de données sur la diffusion du RHDV2, et le laboratoire Inovalys pour sa contribution à l'observatoire des souches RHDV/RHDV2/EBHSV. Merci aussi à Marie Moinet (Anses) pour la gestion de la base de données SAGIR qui nous a permis de retracer l'origine de chaque échantillon. ●

Bibliographie

- Camarda, A., Pugliese, N., Cavadini, P., Circella, E., Capucci, L., Caroli, A., Legretto, M., Mallia, E. & Lavazza, A. 2014. Detection of the new emerging rabbit haemorrhagic disease type 2 virus (RHDV2) in Sicily from rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and Italian hare (*Lepus corsicanus*). *Research in Veterinary Science* 97: 642-645.
- OIE. 2017. *Rabbit haemorrhagic disease, Sweden*. World Animal Health Information Database (WAHID) Interface.
- Le Gall-Reculé, G., Lavazza, A., Marchandeau, S., Bertagnoli, S., Zwingelstein, F., Cavadini, P., Martinelli, N., Lombardi, G., Guerin, J.-L., Lemaitre, E., Decors, A., Boucher, S., Le Normand, B. & Capucci, L. 2013. Émergence of a new lagovirus related to Rabbit Haemorrhagic Disease Virus. *Veterinary Research* 44 : 81.
- Le Gall-Reculé, G., Lemaitre, E., Bertagnoli, S., Hubert, C., Top, S., Decors, A., Marchandeau, S. & Guitton, J.-S. 2017. Large-scale lagovirus disease outbreaks in European brown hares (*Lepus europaeus*) in France caused by RHDV2 strains spatially shared with rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Veterinary Research* 48: 70.
- Puggioni, G., Cavadini, P., Maestrale, C., Scivoli, R., Botti, G., Ligios, C., Le Gall-Reculé, G., Lavazza, A. Capucci, L. 2013. The new French 2010 Rabbit Hemorrhagic Disease Virus causes an RHD-like disease in the Sardinian Cape hare (*Lepus capensis mediterraneus*). Vet. Res. 44: 96.
- Velarde, R., Cavadini, P., Neimanis, A., Cabezón, O., Chiari, M., Gaffuri, A., Lavín, S., Grilli, G., Gavier-Widén, D., Lavazza, A. & Capucci, L. 2016. Spillover Events of Infection of Brown Hares (*Lepus europaeus*) with Rabbit Haemorrhagic Disease Type 2 Virus (RHDV2) Caused Sporadic Cases of an European Brown Hare Syndrome-Like Disease in Italy and Spain. Transbound Emerg Dis, DOI: 10.1111/tbed.12562.

Faune sauvage N° 317 I 4e trimestre 2017

Faisan commun : bilan d'une vaste étude de radiopistage en régions



© FDC 28

▲ *La pose d'un émetteur-radio permet de suivre l'animal dans son quotidien.*

Pierre Mayot[1], Candice Barjat[1], Pierrick Ferret[1], Laure Lecardonnel[1], Nicolas Bestel[2], Maxime Bestel[2], Marion Delamarre[2], Kévin Le Tohic[2], Laurent Sautereau[2], Matthieu Lottin[3], Quentin Noyaux[3], Maxime Marie[3], Julien Baudoin[3], Valentin Baron[4], Éric Mangin[4]

[1] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire, Saint-Benoist, Auffargis.*
[2] *Fédération départementale des chasseurs de l'Oise.*
[3] *Fédération départementale des chasseurs de l'Eure.*
[4] *Fédération départementale des chasseurs de l'Eure-et-Loir.*

Le faisan commun a connu une embellie de ses populations sauvages ces vingt dernières années, suscitant le besoin de connaissances plus approfondies sur son écologie et sa dynamique de population pour affiner les outils de gestion. Pour répondre à ce besoin, une vaste étude de télémétrie a été menée de 2013 à 2016 sur trois territoires du Bassin parisien. Cet article fournit des chiffres actualisés sur sa démographie, décrit son utilisation de l'habitat et révèle quelques particularités de son histoire naturelle.

Grâce aux progrès accomplis en matière d'implantation du faisan commun, en grande partie du fait des souches utilisées (Mayot, 2006 ; Thémé *et al.*, 2006), de nombreuses populations sauvages sont aujourd'hui gérées en France (Mayot *et al.*, 1989 ; Mayot, 2016a). Cette situation a conduit à un besoin de connaissances pour affiner leur gestion. Les études menées ces dix dernières années ont permis de proposer certaines règles de gestion concernant les prélèvements cynégétiques, tant d'un point de vue qualitatif (non-tir, ou pas, de la poule – Mayot, 2006) que quantitatif (sex-ratio dans les populations – Mayot *et al.*, 2015). La présente étude de télémétrie, ambitieuse par son ampleur (***tableau 1***), apporte un complément d'information concernant la démographie de l'espèce et son utilisation du milieu. *In fine*, ces données permettront de parfaire les conseils en matière de gestion de l'habitat et des populations.

Partie I : la survie des adultes

Un taux de survie annuel d'environ 55 %

Le taux de survie annuel des faisans a été estimé à 55 %, avec des différences entre les années, les territoires, les saisons et le sexe des oiseaux (*figure 1* et *tableau 2*). Ces différences sont toutefois moins marquées que le suggèrent les estimations moyennes (voir les intervalles de confiance attachés aux estimations). Ainsi, le taux de survie annuel moyen varie entre 44 % et 61 % entre les territoires d'étude, et entre 50 % et 57 % entre les années (Souchay, 2016).

Figure 1 **Taux de survie saisonnier des poules et des coqs.**
Moyenne et intervalle de confiance à 95 %.

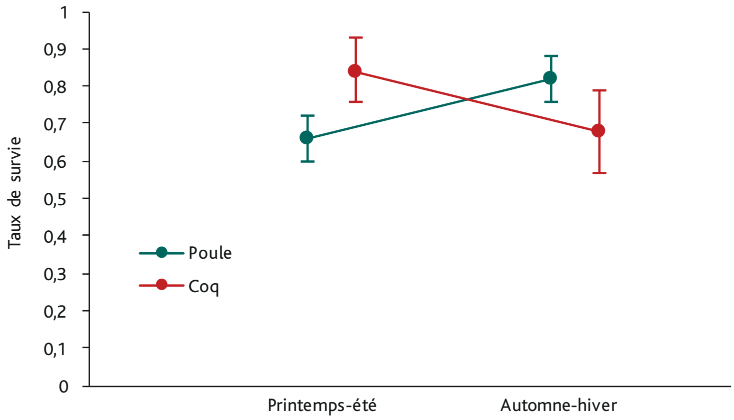


Tableau 1 **Caractéristiques des trois territoires d'étude et nombre de faisans suivis par télémétrie[1] plus d'une semaine.**

Département	Nom (région, communes)	Surface (hectare)	Cultures	Boisement	Densité de faisans (coqs/100 ha)	Nombre de faisans marqués (2013-2014/2015)	
						Coqs	Poules
Oise	Plateau picard (Grandvilliers, Campuis, Froissy, Ourcel maison)	3 600 (90 % plaine, 4 % bois, 6 % prairie-divers)	Céréales à paille dominantes, associées à betteraves, colza, maïs et herbages	Bosquets de feuillus en plaine et sur les vallons	10 à 16 (stable)	24 (10/9/5)	61 (21/24/16)
Eure	Plateau de Saint André (Le Cormier, Val David)	2 300 (74 % plaine, 24 % bois, 2 % prairie-divers)	Céréales à paille dominantes, associées à colza et prairies	Bosquets de feuillus en plaine et sur les vallons	15 (stable)	14 (5/7/2)	40 (11/16/13)
Eure-et-Loir	Beauce (Saumeray, Dangeau, Marboué)	8 800 (87 % plaine, 10 % bois, 3 % prairie-divers)	Céréales à paille dominantes, associées à colza, pois et maïs	bosquets de feuillus le plus souvent isolés en plaine	15 à 20 (en baisse)	25 (13/8/4)	70 (33/26/11)

[1] Collier-émetteur Holohil, modèle RI-2DM (déclenchement d'un indicateur de mortalité après 2 heures d'immobilité), poids de 10 grammes, durée d'émission théorique de deux ans.

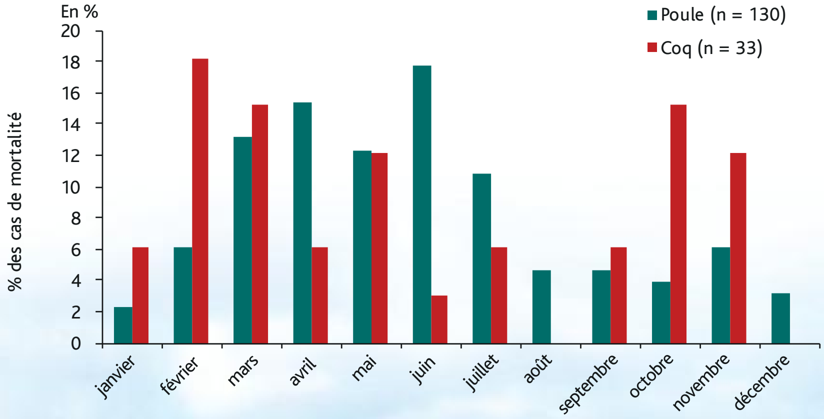
▼ *Les faisans affectionnent les milieux diversifiés composés d'une mosaïque de bois, bosquets et plaine cultivée.*



Tableau 2 **Taux de survie annuel et saisonnier des faisans communs, global ou détaillé selon les deux facteurs Année et Terrain.**
Moyenne [min - max] de l'intervalle de confiance à 95 %.

Facteurs considérés		Taux annuel	Taux saisonnier	
			Printemps-été (mars-août)	Automne-hiver (septembre-février)
Moyenne		0,55 [0,49 - 0,60]	0,70 [0,65 - 0,76]	0,78 [0,72 - 0,83]
Terrain	Eure	0,44 [0,32 - 0,56]	0,61 [0,49 - 0,73]	0,72 [0,59 - 0,85]
	Eure-et-Loir	0,61 [0,52 - 0,69]	0,81 [0,74 - 0,88]	0,75 [0,67 - 0,83]
	Oise	0,53 [0,44 - 0,62]	0,63 [0,54 - 0,72]	0,84 [0,76 - 0,91]
Année	2013	0,57 [0,48 - 0,67]	0,67 [0,57 - 0,77]	0,85 [0,78 - 0,92]
	2014	0,50 [0,42 - 0,59]	0,70 [0,62 - 0,78]	0,72 [0,62 - 0,81]
	2015	0,54 [0,43 - 0,65]	0,73 [0,64 - 0,82]	0,73 [0,61 - 0,85]

Figure 2 **Chronologie de la mortalité des faisans au fil des mois.**



Un taux de survie des coqs et des poules similaires, mais variable selon les saisons

En moyenne sur l'année, la survie des coqs et des poules est similaire (57 % [46 - 68] *vs* 54 % [48 - 60]), mais elle diffère selon les saisons (***figure 1***). Les coqs survivent mieux au printemps-été qu'en automne-hiver, et inversement pour ce qui concerne les poules (***figure 2***). Pour les coqs, cela s'explique d'une part par les modalités de chasse (les prélèvements cynégétiques concernent davantage les coqs pour préserver le cheptel reproducteur de poules), et d'autre part par une mortalité élevée en fin d'hiver - début de printemps lors de la mise en place des territoires et de la constitution des harems. Si les poules sont préservées par la chasse, elles souffrent en revanche d'une moindre survie en période de reproduction (***figure 2***).

Pas d'évidence d'une surmortalité due à l'âge

Il n'a pas été mis en évidence une moindre survie des individus lors de leur deuxième voire troisième année de suivi (101 et 30 faisans suivis respectivement). Ceci ne préjuge en rien d'éventuels effets de la sénescence chez les individus les plus âgés qui survivraient plus de 4-5 ans, sachant néanmoins que ceux-ci ne représenteraient qu'une faible fraction des populations sauvages – moins de 10 % des individus présents au printemps[2] d'après les taux de survie et les succès reproducteurs estimés en nature.

[2] Estimations réalisées à l'aide d'un modèle très simple de dynamique de population (3 classes d'âge avec le même taux de survie et le même succès reproducteur).



De quoi meurent les faisans ?

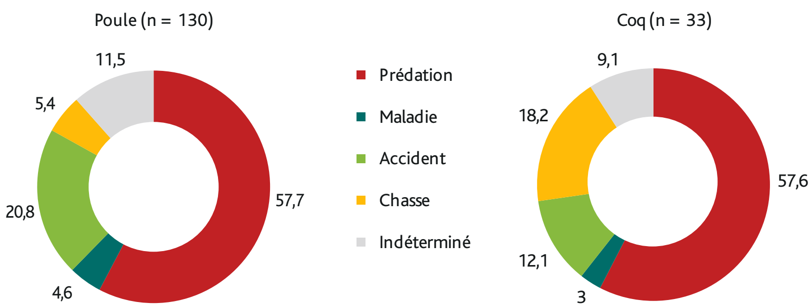
La prédation est la cause principale de mortalité des faisans, mâles comme femelles (*figure 3*). Elle est essentiellement attribuée à des carnivores, le renard en particulier, chez les poules (60 %) comme chez les coqs (68 %). Les cas de prédation par rapace ont été moins notés et seulement chez des poules (6,7 %). Les collisions avec les véhicules représentent 9,2 % des cas de mortalité et ont été principalement constatées au début du printemps (mars-avril). Des collisions peuvent aussi se produire avec des poteaux électriques, des grillages, *etc*. Des cas anecdotiques de destruction par noyade (n = 1) ou par le machinisme agricole (n = 1) ont également été observés. Ce dernier résultat est à souligner lorsqu'on sait l'importance des cultures et des herbages comme couverts de nidification (*voir Partie III*). Les maladies apparaissent comme une cause mineure de mortalité des faisans sauvages. Des analyses en laboratoire ont notamment permis de déceler un cas de tuberculose aviaire[3] sur un oiseau équipé et prélevé à la chasse, un cas d'entéro-typhlite, un cas de rate marbrée et des lésions ovariennes chez deux poules. De fortes suspicions de maladie existent pour deux autres faisanes retrouvées mortes et très amaigries ; l'une d'elles était sur son nid. La chasse représente quant à elle l'une des principales causes de mortalité en automne.

[3] Maladie commune chez les oiseaux ; non réglementée, contrairement à la tuberculose bovine.



▲ *La prédation est une cause importante de mortalité des faisans.*

Figure 3 Causes de mortalité des poules et des coqs, (en %).





▲ *Les faisanes nichant dans les prairies peuvent être fauchées pendant qu'elles couvent ou élèvent leurs jeunes, comme cela a été le cas pour cette poule et ses six poussins.*

Partie II : la reproduction

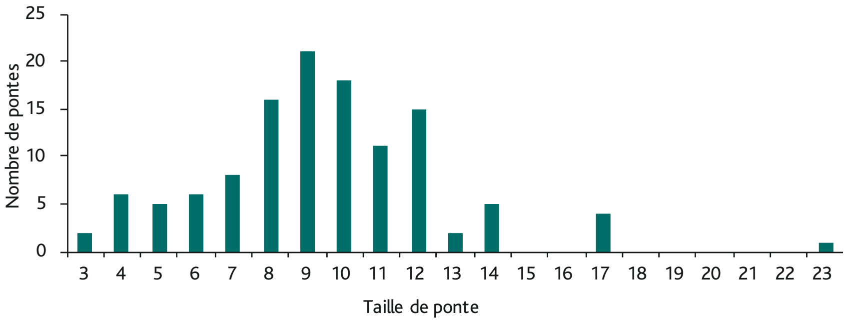
Taille des pontes : une moyenne de 9-10 œufs

Entre 2013 et 2015, 260 nids de poules faisanes munies d'un émetteur ont été découverts. La taille moyenne de 120 pontes écloses connues est de 9,4 œufs : celle des premières pontes est de 10 œufs (n = 76) et celle des pontes de remplacement de 8,5 œufs (n = 44) – (***figure 4***).

L'amplitude de l'ensemble des pontes a varié de 3 à 23 œufs. Ces tailles de ponte sont comparables à celles relevées en Eure-et-Loir sur d'autres populations de faisans naturels, avec en moyenne 9,9 œufs (Mayot *et al.*, 1988). De même, Mayot (2006) relève aussi une moyenne de 9,5 œufs par nid pour des faisanes d'élevage et sauvages suivies par télémétrie dans les départements de l'Yonne et du Loir-et-Cher. Ces moyennes sont légèrement inférieures aux observations de nombreux auteurs qui ont suivi des populations sauvages, mais aussi des faisans issus d'élevage (***tableau 3***).

On a pu observer avec certitude 5 nids de troisième ponte. Pour deux poules, le nombre d'œufs connus était de 9 et 7. Le nid de 7 œufs incubés faisait suite à 2 nids de 8 œufs chacun, dont le deuxième succédait à l'anéantissement de la première couvée après l'éclosion. Cette tendance à renidifier après la disparition des poussins a déjà été signalée (Dumke & Pills, 1979 ; Mayot, 2006). Celui de 9 œufs arrivait après un premier nid détruit de 12 œufs, puis un deuxième de 8 œufs broyés par une machine. Les trois autres pontes sont de taille inconnue. Si ces deux exemples ne permettent pas de tirer des conclusions générales, on constate que ces troisièmes pontes sont de taille moyenne et que les poules ont pondu au total respectivement 23 et 29 œufs.

Figure 4 Taille des pontes écloses.





© P. Mayot/ONCFS

▲ *Deuxième ponte de 9 œufs de la poule n° 90 en Eure-et-Loir, qui a niché dans une parcelle d'orge.*

Tableau 3 Taille et réussite des pontes : comparaison avec d'autres études.

Auteurs	Statut des faisans (S : sauvage ; E : élevage)	Nombre de nids découverts	Pourcentage de pontes écloses	Taille moyenne des pontes	[min - max]
Présente étude	S	260	48	9,4	[3 - 23]
Mayot (2006)	S + E	71	33	9,6 S : 8,7 E : 10,1	S : [3 - 14]
Woodburn (2001)	S + E	72	36	S : 10,1 E : 9,6	-
Ehmann (1981)	E	92	40	11,3	[3 - 26]
Mayot (1988)	S	139	35	9,9	[2 - 26]
Dumke & Pills (1979)	S	114	31	11,7	[4 - 19]
Gill (1980)	S	345	61	11,8	-
Gates & Hale (1978)	S	1363	30	11,2	[5 - 22]
Chesness (1968)	S	889	24	10	-

Un taux de réussite des pontes d'environ 50 %

Le taux de réussite global des 260 nids suivis a été de 48 %, soit près d'une ponte sur deux éclose. Le succès des premiers nids s'est élevé à 44 % (n = 80 nids éclos) et celui des pontes de remplacement à 56 % (n = 44 nids éclos). Aucun des troisièmes nids (n = 5) n'a éclos, mais le faible nombre de données limite toute interprétation.

Le taux de réussite est différent selon les milieux de ponte (***figure 5***) : dans la moyenne générale pour les secteurs herbacés (48 %) et les cultures (53 %), et faible dans les bois et les milieux divers (linéaires, jachères) où respectivement 19 % et 36 % des pontes ont réussi.

Causes d'échec des pontes

Les causes connues d'échec des pontes (***figure 6***) sont attribuées environ deux fois sur trois à de la prédation (65 %). Si l'identification précise des prédateurs de nids est restée difficile, des traces ont néanmoins permis quelquefois de qualifier l'origine de l'échec, à défaut de l'auteur. Pour quelques cas, avec l'aide de pièges photo-vidéo, on a observé l'intervention de corvidés, de mustélidés et de renards (Mayot, 2017).

La part de la prédation dans l'échec des pontes est de respectivement 66 % et 64 % dans les cultures et dans les bois. Elle est légèrement inférieure dans les herbages (57 %), mais par contre beaucoup plus élevée dans les milieux divers.

Les destructions liées aux travaux agricoles sont dues le plus souvent à la récolte des fourrages (foin, ray-grass, luzerne, trèfle) et, dans une moindre mesure, à la moisson des céréales. Les abandons attribués au dérangement humain sont imputables pour la moitié environ à l'intervention de l'observateur lors de l'étude. Le taux d'abandon du nid (6,6 %) sans cause expliquée est largement inférieur à celui obtenu dans une autre étude en France (14 à 38 %) sur des faisans de souches sauvage et d'élevage (Mayot, 2006).

La mort de la poule couveuse ou pondeuse est peu fréquente (4 %) et principalement due à de la prédation.

Pour le reste des échecs connus, peu d'entre eux sont attribués avec certitude aux mauvaises conditions météorologiques. Pour un cas, l'abandon d'une ponte en cours d'incubation est consécutif à une forte pluie et un vent fort qui ont entraîné la verse de l'orge qui abritait le nid. On a surtout remarqué que la tenue au nid des faisanes était le plus souvent remarquable en cas de mauvais temps, avec de nombreuses observations de poules couveuses au plumage détrempé suite à de fortes pluies.

Taux d'éclosion des œufs

Le taux d'éclosion des œufs des pontes réussies a été en moyenne de 82 % [8,5 - 100]. Parmi les œufs non éclos, on relève à peu près autant d'œufs clairs que d'embryons morts en coquille. Ainsi, il faut 1,22 œuf par nid éclos pour produire 1 poussin. Si l'on considère l'ensemble des pontes, qu'elles aient abouti ou non, le ratio est de 2 œufs pondus pour 1 poussin éclos.

Figure 5 Devenir des nids selon le milieu.

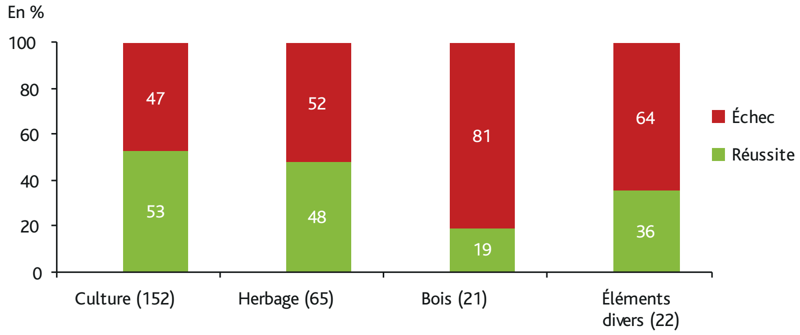
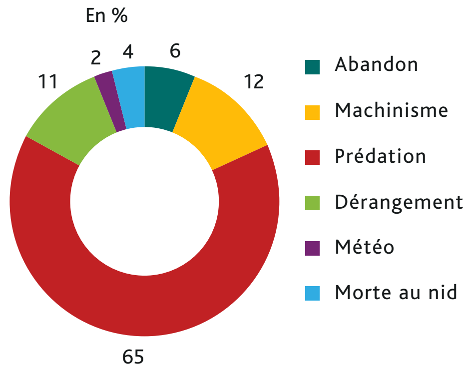


Figure 6 Causes connues d'échec des pontes (n = 106).



▼ *Poussin mort de froid au nid pendant l'éclosion.*



Survie des poussins

Estimer la survie des poussins peu après l'éclosion est techniquement difficile, du fait de leurs talents de camouflage dans une végétation souvent haute et/ou dense, comme une parcelle de céréale non moissonnée ou une friche par exemple. De plus, en cas d'approche de la couvée par un observateur, il est fréquent que la poule s'éloigne des jeunes. Cependant, nous avons pu faire quelques observations lors de ce suivi par radiopistage.

Dans un cas, 10 poussins éclos d'un nid de 12 œufs ont tous été retrouvés morts au nid. La température minimale le jour de l'éclosion était de 1,6 °C (un 26 mai !), sans aucune précipitation.

Dans deux autres cas, au moins 4 poussins sur 8 éclos et 6 sur 8 éclos sont morts à quelques mètres du nid, le jour même de l'éclosion ou le lendemain. Pour une couvée, la température minimale a varié de 3 à 3,8 °C le matin de l'éclosion et le suivant. Dans l'autre cas, environ 39 millimètres d'eau sont tombés en deux jours. Enfin, la surveillance vidéo a permis de filmer la prédation d'une fouine détruisant une couvée de 11 poussins éclos le jour même.

▼ *Fouine venant s'alimenter de nuit sur la couvée de la faisane dite Typhaine début mai 2014. Scène filmée à l'aide d'un piège-photo installé à proximité du nid de la femelle suivie par radiopistage.*



▲ *Une fouine arrive sur le nid au milieu de la nuit, faisant fuir la faisane.*



▲ *Prélèvement d'un poussin. La fouine est revenue à plusieurs reprises prélever les autres.*



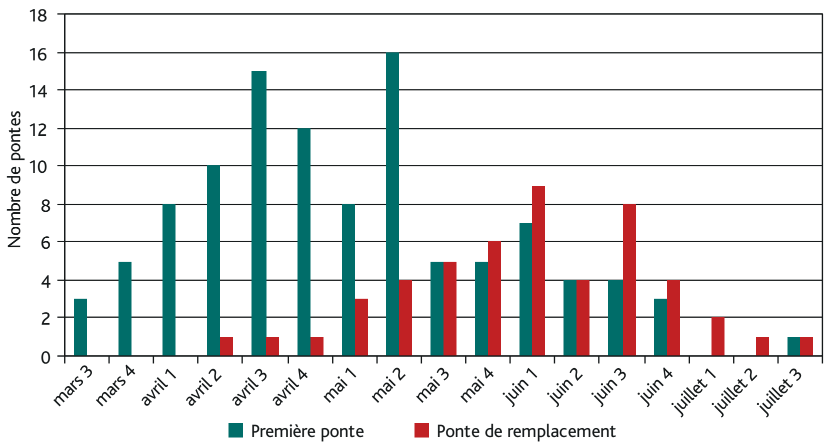
▲ *La poule faisane est revenue sur son nid au petit matin.*

Chronologie de la reproduction

Ponte du premier œuf

Pour déterminer la date de ponte du premier œuf, on a tenu compte d'un rythme théorique de 1,5 jour par œuf pondu. Sur cette base, dans les nids éclos, la ponte du tout premier œuf des couvées les plus précoces a débuté en fin d'hiver (19 mars), et le 6 avril pour les nids de remplacement (2e et 3e pontes) – (*figure 7*). Pour l'ensemble des pontes, si on enlève les dates extrêmes et peu représentées, près de 95 % des premiers œufs ont été pondus en l'espace de 84 jours, soit une période correspondant à peu près au printemps.

Figure 7 Chronologie des pontes du premier œuf des premières pontes et des pontes de remplacement.





◀ *Du fait des pertes en pontes et en œufs, il faut environ 2 œufs pondus pour 1 poussin éclos.*

Date de ponte du premier œuf selon le milieu

Presque toutes les pontes (80 %) installées au bois ont débuté avant la fin d'avril (*figure 8*). Cette précocité s'explique principalement par la qualité du couvert permanent offert en début de saison de ponte, même si des poules déposent parfois leurs œufs à découvert, comme cela a été le cas trois fois sur 17 dans cette étude.

À cette même période, un peu moins de la moitié des pontes avaient débuté dans les cultures (43 %) et dans les milieux divers (47 %). L'étalement des premières pontes est sensiblement le même pour les nids découverts dans les cultures et les milieux divers, dont la quasi-totalité a été observée entre le début d'avril et la fin du mois de juin. Comme pour les bois un peu plus tôt en saison, la montée de la végétation dans les céréales à paille et les herbages à partir de la deuxième quinzaine d'avril offre un couvert favorable à l'installation des reproducteurs et des premières pontes.

Délai de remplacement d'un nid ou d'une couvée

L'intervalle moyen entre la destruction d'un nid et le début de la ponte de remplacement est de 11 jours (n = 37), avec un écart de 1 à 40 jours. Ce délai est de 9 jours en moyenne pour remplacer une ponte incubée (n = 9) et de 12 jours pour celles non incubées (n = 28). Pour celles-ci, cet intervalle est calculé d'après la date d'abandon et/ou de destruction du nid et l'examen des œufs retrouvés.

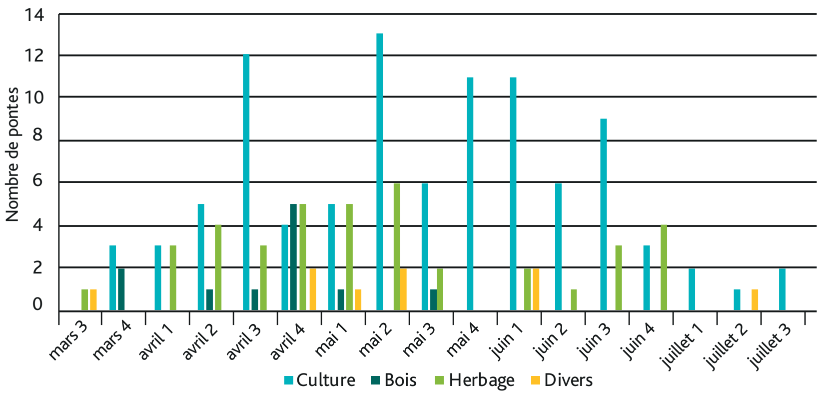
Pour 7 nids éclos mais dont les jeunes n'avaient pas survécu, un nid de remplacement a été installé en moyenne 22 jours après l'éclosion [10 - 41].

La date exacte de la mort du dernier poussin de la couvée n'étant pas toujours connue, il est très probable que le délai moyen de remplacement après la perte de tous les poussins soit plus court.

Dans trois cas où la date de mortalité des poussins était connue avec précision, le premier œuf du nid de remplacement a été pondu dans un délai de 10 à 36 jours.

Ces observations rejoignent celles réalisées par Mayot (2006), qui observait chez des poules suivies par radiopistage un délai de 3 à 20 jours pour l'installation d'un nid de recoquetage, avec une majorité de pontes remplacées en 10 jours ou moins. Dumke & Pills (1979) et Kuck *et al.* (1970) font état d'intervalles de 6 à 11 jours. Mayot (2006) cite aussi le cas de deux poules ayant perdu leurs poussins puis refait un nid 3 à 12 jours plus tard.

Figure 8 Date de ponte du premier œuf selon le milieu (n = 155).



Vieillissement des poules et chronologie de la ponte

Lors des captures et de l'équipement des faisanes, l'âge des oiseaux n'a pas pu être déterminé. Cependant, plusieurs poules ont été suivies durant plusieurs saisons de nidification consécutives. Ainsi, les dates de ponte des premiers œufs l'année t, t+1, voire t+2 par ces poules montrent une tendance à une plus grande précocité avec l'âge des oiseaux (*figure 9*).

Des faisanes sans nid

Sur le territoire d'étude de l'Eure-et-Loir, qui a le plus diminué en faisans, la proportion de poules survivantes à la fin du printemps et n'ayant pas installé de nid s'est élevé à 24 % (8/33), alors qu'elle n'a été que de 3 % (2/67) sur les deux autres terrains d'étude. Une des poules n'ayant pas installé de nid a été retrouvée morte et très amaigrie (environ 650 grammes) ; elle présentait des lésions ovariennes. Sur une autre, prélevée à la chasse, l'analyse laboratoire a mis en évidence un cas de tuberculose aviaire. Les aspects sanitaires restent un sujet à examiner plus précisément.

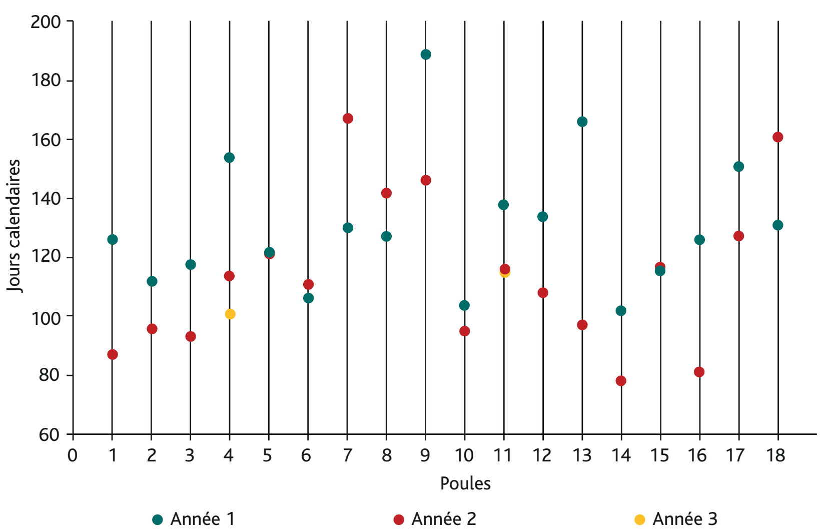
Partie III : l'utilisation de l'espace

Des mouvements « annuels » contenus dans un cercle allant de 50 à plus de 7 000 hectares !

Globalement, 98 oiseaux différents (77 poules et 21 coqs) ont pu être suivis au moins une année entière (du 1er mars de l'année n à celui de l'année n+1). Vingt-quatre d'entre eux (17 poules et 7 coqs) ont même été suivis deux années consécutives et 8 (3 poules et 5 coqs) les trois années de l'étude[4]. Pour ces oiseaux, la distance maximale entre leurs deux localisations les plus extrêmes a été en moyenne de 1,4 kilomètre, variant de 400 mètres à 4,8 kilomètres. Cette mesure donne une idée du rayon annuel d'action théorique d'un « faisan moyen ». Ainsi, en déterminant la superficie du cercle de rayon correspondant, on obtient des informations utiles pour évaluer la surface nécessaire à la bonne gestion d'une population (*e.g.* surface minimale d'une unité de gestion).

[4] Dans les analyses présentées, les oiseaux suivis sur plusieurs années ont été traités comme des individus différents.

Figure 9 Date de ponte du premier œuf de 18 poules faisanes suivies deux ou trois années consécutives par radiopistage.



La superficie de ce cercle a été en moyenne égale à 615 hectares, variant de 50 à 7 238 hectares. On comprend donc la nécessité d'avoir des unités de gestion de plusieurs milliers d'hectares au minimum. Globalement, les poules ont été plus mobiles que les coqs (1,4 km contre 1 km en moyenne). Par contre, aucune différence n'a été trouvée entre les terrains d'étude, quel que soit le sexe (***tableau 4***), ni entre les années.

Des domaines vitaux annuels très variables entre individus…

La superficie des domaines vitaux (DV) des individus suivis une année donnée a été en moyenne de 70 et 38 ha, respectivement, selon que la totalité ou 90 % des localisations ont été prises en compte ($DV_{100\ \%}$ ou $DV_{90\ \%}$)[5]. Toutefois, ces valeurs moyennes masquent une grande variabilité entre individus. Ainsi, la surface des domaines vitaux a varié de moins de 3 à plus de 450 ha, et de moins de 1,5 à presque 400 ha, respectivement, pour les DV 100 % et 90 %.

Les domaines vitaux des poules (moyenne : $DV_{100\ \%}$ = 82 ha ; $DV_{90\ \%}$ = 47 ha) étaient globalement plus grands que ceux des coqs (moyenne : $DV_{100\ \%}$ = 38 ha ; $DV_{90\ \%}$ = 14 ha). Près d'une poule sur quatre a un $DV_{100\ \%}$ de plus de 100 ha, contre environ 5 % des coqs. Cette différence entre les sexes s'est retrouvée sur tous les terrains (***tableau 4***).

… reflets de multiples stratégies d'utilisation de l'espace ?

Étant donné le panel de comportements observés, il est difficile de les regrouper en différents « types » de stratégies d'utilisation de l'espace. Toutefois, quelques exemples remarquables peuvent être cités.

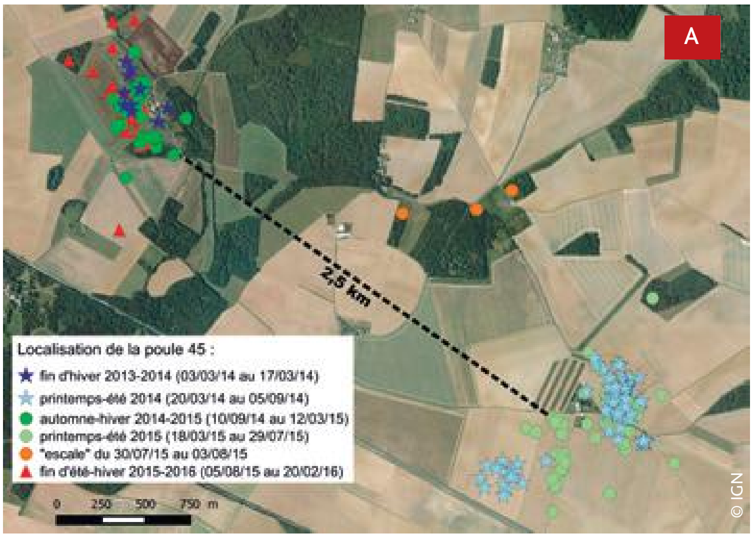
La poule « migratrice »

Certaines poules peuvent se déplacer de plus de 2 km en quelques jours entre leurs lieux d'hivernage et de nidification, puis revenir au point de départ après l'élevage de leurs jeunes. Ce comportement peut, en outre, se répéter plusieurs années de suite. C'est le cas par exemple des poules « 45 » (***figure 10A***) et « Typhaine-1 » (***figure 10B***).

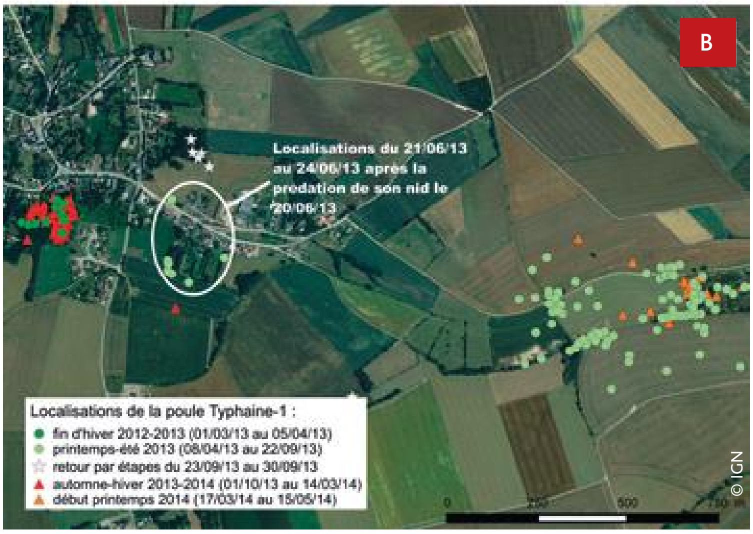
Tableau 4 **Distance entre les deux localisations les plus éloignées des faisans suivis et surface du domaine vital en prenant 100 % et 90 % des localisations[5].**
Les valeurs minimales et maximales entre les individus sont fournies entre crochets.

Terrain	Sexe	Effectif	Distance maximale (kilomètre)	Surface $DV_{100\ \%}$ (hectare)	Surface $DV_{90\ \%}$ (hectare)
Eure	F	19	1,1 [0,6 - 2]	53,6 [18,9 - 184,4]	26,7 [8,7 - 75,3]
	M	6	0,8 [0,6 - 1,1]	25,8 [17,3 - 39]	11,4 [5,1 - 18,8]
Eure-et-Loir	F	47	1,5 [0,5 - 4,8]	89,5 [7,1 - 453,8]	54,6 [4 - 396]
	M	20	1,2 [0,4 - 2,7]	46,7 [3 - 173]	16,5 [2 - 49,8]
Oise	F	34	1,6 [0,7 - 3,3]	87,1 [15,7 - 252,9]	49,3 [8,4 - 208,3]
	M	12	0,9 [0,4 - 1,8]	28,6 [4,6 - 116,3]	11 [1,3 - 44,2]

Figure 10 **Exemples de poules « migratrices ».**



A La poule « 45 » dans l'Eure-et-Loir, de mars 2014 à février 2016.
Elle a quitté sa zone d'hivernage à la mi-mars 2014 pour rejoindre sa zone de nidification à environ 3 km. Elle a réalisé ce déplacement en 3 jours au maximum. Elle est ensuite revenue sur sa zone d'hivernage début septembre 2014 sans avoir réussi à mener un nid à terme. En 2015, elle a rejoint sa zone de nidification toujours à la mi-mars et l'a quittée fin juillet, mais cette fois-ci en réalisant une « escale » à mi-chemin. Elle avait alors réussi une nichée, mais il n'a pas été possible de savoir si les jeunes l'ont suivie lors de cette « migration automnale » (difficulté d'observer les jeunes).



B La poule « Typhaine-1 » dans l'Oise, de mars 2013 à mai 2014.
Elle a quitté sa zone d'hivernage (qui se composait essentiellement d'un bois de 2,5 ha) début avril 2013 pour rejoindre, en moins de 3 jours, sa zone de nidification à environ 2 km. Elle est ensuite revenue sur sa zone d'hivernage fin septembre 2013, par étapes de 800 mètres. Vers la fin juin, juste après la perte de son nid par prédation (par un blaireau), elle avait réalisé une première incursion de quelques jours à proximité de ses quartiers d'hiver, pour repartir ensuite sur sa zone de nidification. À la mi-mars 2014, elle est retournée dans sa zone de nidification et a nidifié près de son emplacement de 2013. Sa ponte a été prédatée la nuit de l'éclosion. Cette faisane est morte le 15 mai.

[5] La surface des domaines vitaux a été estimée par la méthode dite du polygone convexe minimum, qui correspond – comme son nom l'indique – au plus petit polygone convexe englobant la totalité des localisations d'un individu. Cette méthode étant sensible aux points extrêmes, elle a tendance à surestimer la taille du domaine vital. Une solution à ce problème consiste à éliminer un certain pourcentage de points les plus extrêmes (généralement 5 ou 10 %), pourcentage à partir duquel l'estimation de la taille du domaine vital se stabilise (*i.e.* le retrait de quelques points supplémentaires n'entraine pas une diminution importante de la surface estimée). Dans le cas présent, cela correspondait au retrait de 10 % des points les plus extrêmes. Ces points dits extrêmes sont généralement considérés comme des « excursions » à la découverte du territoire, et donc comme ne faisant pas partie du domaine vital d'un individu au sens strict du terme (défini comme la zone nécessaire à l'animal pour se nourrir, se reproduire et élever ses jeunes sous des conditions normales d'activités).

La poule « dispersante »

D'autres poules, en revanche, ne reviennent pas sur leur ancienne zone d'hivernage. C'est le cas des poules « Marianne » (*figure 11A*) et « 108 » (*figure 11B*).

Il n'est pas possible de savoir si ce type de comportement est plus le fait de jeunes poules, puisque l'âge des individus capturés n'a pas pu être déterminé avec précision. Toutefois, si on s'intéresse aux poules qui ont été suivies plusieurs années complètes, on ne trouve pas de tendances claires à ce que leurs déplacements soient contenus dans des zones de plus en plus restreintes. En effet, sur 23 poules suivies deux années consécutives, le $PCM_{100\,\%}$ de 13 d'entre elles a augmenté (gain de 7 à 230 % de la surface initiale) et diminué pour les 10 autres (de - 3 à - 75 % de la surface initiale).

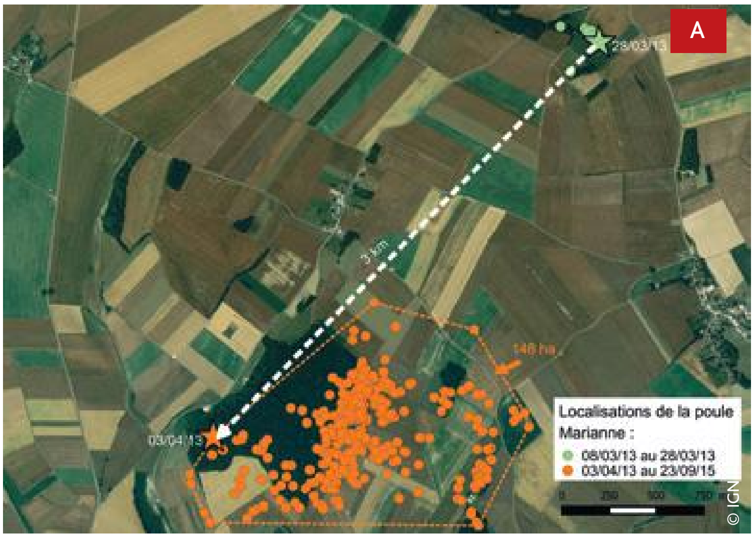
Le coq « très casanier »

Aucun des comportements typés décrits ci-dessus n'a été observé chez les coqs. Toutefois, quelques-uns ont adopté un comportement proche du type « dispersant », ou bien ont réalisé des excursions de quelques jours à des distances et dans des zones inhabituelles par rapport à leurs localisations courantes. En outre, ces déplacements n'ont presque jamais dépassé 1,5 km et, dans le cas des « dispersants », cela correspondait plutôt à un glissement progressif du domaine vital (et non soudain comme pour les poules). Donc, globalement, les coqs ont eu des comportements plutôt « casaniers » puisque la grande majorité de leurs déplacements annuels était contenue dans un polygone de quelques dizaines d'hectares (tous les coqs ont un $PCM_{90\,\%}$ inférieur à 50 ha). Ce caractère était même exacerbé pour certains individus (*figure 12*). Par ailleurs, à l'inverse des poules, les coqs suivis plusieurs années entières ont eu tendance à concentrer leurs déplacements sur des zones de plus en plus petites (*figure 12*). En effet, pour près de 2 coqs sur 3 suivis deux années consécutives, la surface du $PCM_{100\,\%}$ a diminué de plus de 40 %.

Une nette préférence des faisans pour les éléments non cultivés…

Globalement, les faisans affichent une nette préférence pour les éléments non cultivés (bois principalement, mais aussi haie, fossé, jachère) puisque 56 % des 39 099 localisations enregistrées l'ont été dans ce type de couverts, alors que ceux-ci ne représentaient en moyenne que 18 % de la surface des territoires d'étude. À l'inverse, les cultures sont plutôt évitées puisqu'elles comptaient pour 34 % des localisations, alors qu'elles représentaient en moyenne 73 % de la superficie des territoires. D'ailleurs, nous avons trouvé une corrélation négative entre

Figure 11 Exemples de poules « dispersantes ».

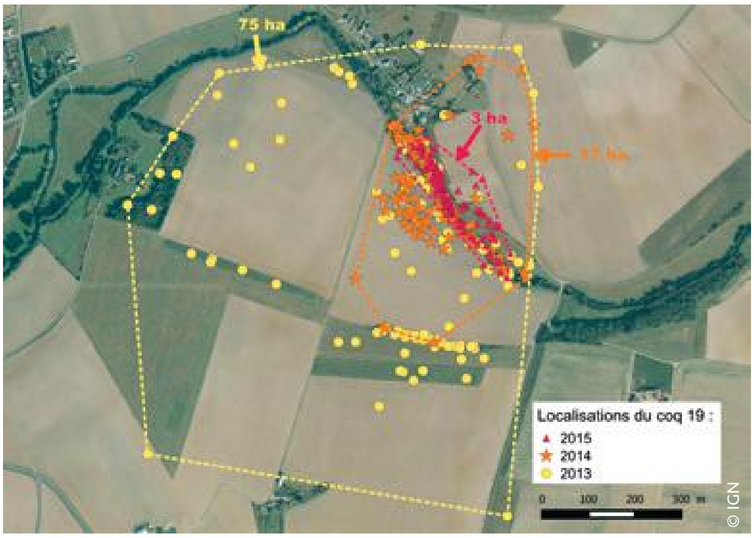


A La poule « Marianne » dans l'Oise, de 2013 à 2015.
Elle a été « perdue » le 28 mars 2013, puis retrouvée 6 jours plus tard à environ 3 km de sa zone de cantonnement habituelle. Elle est ensuite restée sur une zone d'environ 150 hectares, distante au minimum d'1,5 km de sa zone de cantonnement initiale, jusqu'au 23 septembre 2015, date de sa mort.



B La poule « 108 » dans l'Eure-et-Loir, de 2015 à 2016.
La poule « 108 » est celle qui présente la plus longue distance entre ses deux localisations les plus extrêmes (4,8 km). Cette poule a elle aussi été « perdue » pendant 6 jours (du 12 au 18 mars 2015), puis retrouvée à plus de 3 km de sa zone de cantonnement précédente. Au 11 février 2016 (date de fin du suivi), elle n'était pas revenue à son point de départ.

Figure 12 Exemple d'un coq de plus en plus casanier : le coq « 19 » en Eure-et-Loir.



Il a été suivi de février 2013 à décembre 2015. Son domaine d'activité annuel ($PCM_{100\,\%}$) s'est réduit au fil des années. En 2015, la totalité de ses localisations était contenue dans un polygone d'à peine 3 ha le long du cours d'eau l'Ozanne.

la taille du $PCM_{90\,\%}$ et la proportion de sa surface occupée par des éléments non cultivés, pour les poules comme pour les coqs (corrélation de Spearman, respectivement : n = 61, r_s = - 0,57, p < $1{,}10^{-5}$; n = 15, r_s = - 0,66, p < 0,01). En d'autres termes, les individus avec de petits domaines vitaux étaient plus « cantonnés » dans et autour d'éléments non cultivés. Par exemple, ces derniers constituaient en moyenne 45 % de la superficie du domaine vital des poules ayant un $PCM_{90\,\%} \leq 20$ ha, mais 16 % pour celles ayant un $PCM_{90\,\%} > 60$ ha.

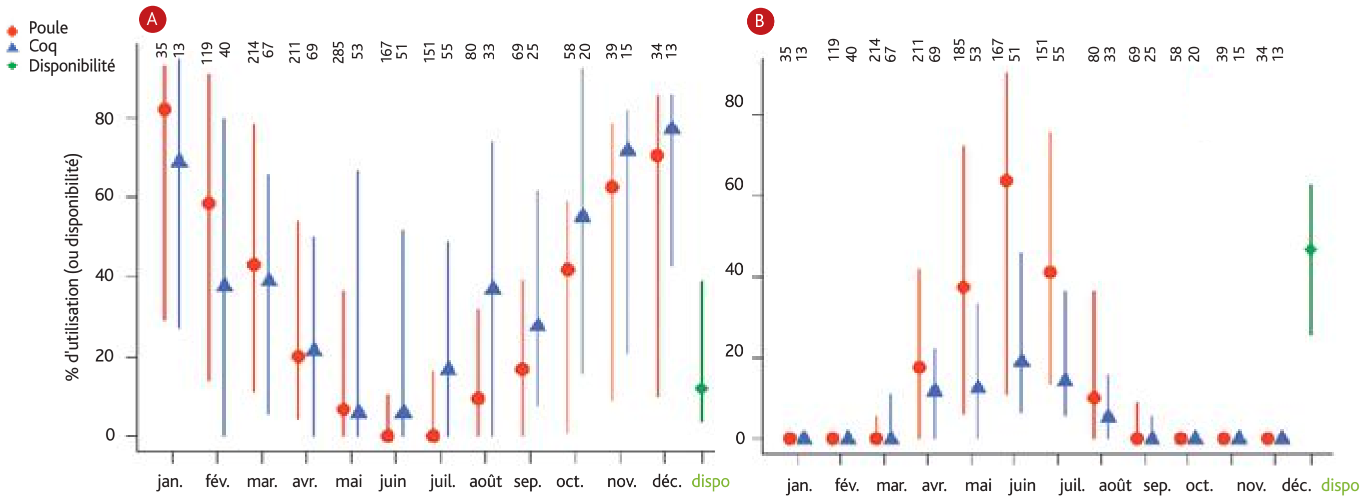
…mais qui fluctue selon les périodes de l'année et le sexe

Cette préférence pour les éléments non cultivés n'est pas constante tout au long de l'année et peut varier en fonction du sexe de l'individu. L'utilisation des bois par l'espèce est maximale en automne-hiver (d'octobre à mars) et minimale à la fin du printemps - début d'été (juin-juillet). Bien que cette évolution s'observe pour les deux sexes, elle semble plus marquée chez les femelles (*figure 13A*). La moitié des poules (n = 35) et des coqs (n = 13) suivis[6] en janvier ont été respectivement localisés 8 et 7 fois sur 10 au minimum dans un bois. À l'inverse, les trois quarts des poules suivies en juillet (n = 151) ont été localisées moins d'une fois sur 5 dans ce type de milieu, alors que 50 % des coqs en juillet (n = 55) l'ont été plus d'une fois sur 5.

Cette moindre utilisation des bois au printemps-été se fait à la faveur des cultures, notamment des céréales (surtout pour les poules – ***figure 13B***) et dans une moindre mesure du colza (surtout pour les coqs). Néanmoins, pour ces cultures, même à ces périodes on ne peut pas parler réellement de « sélection » puisqu'au mieux, en moyenne, leur utilisation est égale à leur disponibilité dans le milieu (47 % de la superficie des territoires pour les céréales et 14 % pour le colza). Cette variation saisonnière de l'utilisation de l'espace par les deux sexes, et plus marquée chez les poules, a également été observée dans d'autres études (*e.g.* Genovesi *et al.*, 1999).

[6] Pour cette analyse, nous avons gardé uniquement les individus ayant survécu tout le mois considéré et ayant plus de 10 localisations dans le mois.

Figure 13 **Variations entre les individus et selon le sexe de l'utilisation mensuelle (A) des bois et (B) des céréales (% de localisations d'un faisan parmi la totalité de ses localisations dans le mois) relativement à la disponibilité moyenne de ce type de milieu (% de la surface des sites d'étude).**
Les cercles et triangles représentent la médiane et les barres verticales les valeurs observées dans 50 % des cas. Pour la disponibilité des bois/céréales (catégorie « dispo »), les barres vertes indiquent le minimum et le maximum entre terrains et années. Les nombres correspondent aux effectifs mensuels de faisans suivis.

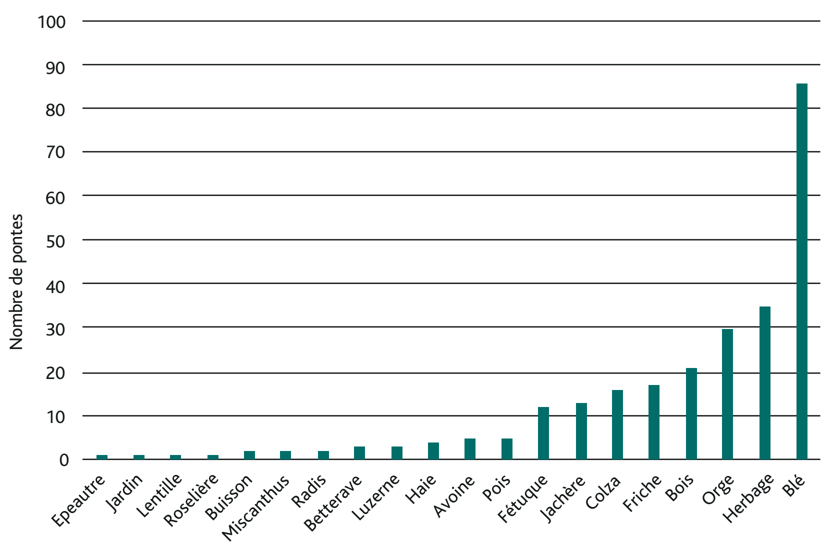


L'utilisation de l'habitat pour la nidification

Une préférence pour les milieux herbacés mais pas pour les bois

Les milieux utilisés pour l'installation des nids sont variés, on en distingue au moins 20 différents (*figure 14*). Les cultures de production (blé, colza, pois, etc.), qui représentaient en moyenne 79 % de la surface des territoires d'étude, ont abrité 58 % des sites de ponte. Les bois et bosquets, ainsi que les haies et les buissons, implantés sur 12 % de la surface des territoires, ont accueilli 11 % des nids. Les herbages et des mélanges de fétuque-dactyle, mais aussi des bandes herbeuses et des friches, qui s'étendaient sur seulement 9 % de la superficie, ont quant à eux rassemblé 30 % des sites de nidification. Enfin, deux nids ont été trouvés, l'un dans un jardin, l'autre dans une roselière, témoignant de la grande plasticité de l'espèce vis-à-vis des couverts et environnements pour nidifier.

Figure 14 **Les différents milieux utilisés pour la nidification.**



Distance entre la localisation des nids et les bordures les plus proches

La distance moyenne entre les nids observés (n = 200) et l'élément de bordure le plus proche est d'environ 25 m, dont un peu moins des trois quarts au-dessous de cette moyenne. Les emplacements varient de la lisière même de l'élément à plusieurs centaines de mètres. Les pontes installées au bois, dans les herbages, les friches et les jachères sont en moyenne à 12-13 m d'une bordure. Dans les cultures, elles en sont éloignées de 37 m en moyenne, avec des distances comprises entre 100 et 330 m pour seulement 7 % des cas.

En parcelle cultivée, la lisière la plus proche de la localisation d'un nid est une route ou un chemin dans 60 % des situations, et la limite d'une autre parcelle dans 17 % des cas. Les autres bordures les plus proches sont représentées par des éléments divers comme des fossés, des haies et des bois pour 23 % des situations. Le positionnement en bordure de chemin ou de route est encore plus marqué dans les herbages et les éléments divers (70 % des nids).

Dans les parcelles de céréales à paille, le nid est aussi fréquemment situé à moins de 5 m d'une ornière créée par le passage de roue d'un engin agricole (60 % des cas).

Distances entre des nids successifs

La distance moyenne entre deux pontes successives d'une même faisane la même année a été de 162 m (n = 61), les écarts variant de quelques mètres à 1 400 m !

D'une année à l'autre, les localisations des premières pontes d'une même faisane sont séparées en moyenne de 232 m (n = 51).

Pour une même poule, la distance moyenne entre le nid de la première année et celui de la troisième année est de 300 m. On peut donc conclure à une grande sédentarité des poules.

Fidélité au type de couvert

Dans un cas sur deux, la ponte de remplacement a été installée dans le même grand type de couvert (bois, culture, herbages/friches) que la première ponte. Les deuxièmes nids étaient installés 7 fois sur 10 dans un élément de même nature (orge/orge par exemple). Dans ce cas de figure, deux fois sur trois les poules ont aussi utilisé la même parcelle, avec des distances inter-nids variant de 10 à 400 m. La taille moyenne de ces parcelles était de 10 ha (extrêmes : 0,2 à 27 ha).

D'une année à l'autre, il est observé une plus grande fidélité des poules au même type de couvert pour abriter leurs premières pontes (63 %, n = 52 poules), et une tendance assez stable pour la fidélité au type d'élément (59 %).

Distance entre le lieu de capture et le lieu de ponte

La plupart des faisans suivis ont été capturés au bois, dans une haie ou en bordure de ces éléments, tous milieux très fréquentés en hiver et qui constituaient leur refuge hivernal. La distance moyenne entre le lieu de capture des faisanes et la localisation de leurs nids s'élève à environ 800 m pour les premiers nids ([54 - 3 947] ; n = 171), et à 1 000 m pour les nids de remplacement ([129 - 3 977] ; n = 53).

Pour les troisièmes pontes (n = 5), l'éloignement du lieu de capture est de 2 km, ce qui ne signifie pas qu'il y a eu une dispersion liée à cette troisième tentative puisque ces poules avaient déjà installé leurs précédents nids à 1 950 m en moyenne du lieu de capture.

Tableau 5 Distances parcourues (en mètres) par les poules faisanes après la fin de leur dernier nid en fonction de leur statut – i.e. accompagnées de jeunes ou non.

	Semaine après la fin du nid (éclosion/échec)	Avec jeunes		Sans jeunes	
		N	Distance moyenne [min-max]	N	Distance moyenne [min-max]
Indice de mobilité des compagnies : moyenne hebdomadaire des distances entre 2 localisations journalières successives	semaine 1	34	122 [30-352]	15	188 [69-408]
	semaine 2	26	97 [36-168]	14	162 [17-378]
	semaine 3	25	166 [43-436]	15	115 [20-288]
	semaine 4	25	144 [16-410]	14	117 [8-199]
	semaine 5	20	147 [35-428]	16	113 [24-511]
	semaine 6	15	149 [26-446]	13	91 [13-236]
	semaine 7 et +	22	191 [81-632]	25	158 [53-466]
Éloignement au site de nidification : distance entre le barycentre des localisations hebdomadaires et la localisation du nid	semaine 1	43	109 [7-588]	25	157 [13-942]
	semaine 2	37	170 [13-633]	18	177 [19-633]
	semaine 3	27	219 [13-894]	20	197 [36-837]
	semaine 4	29	259 [9-992]	18	186 [1-869]
	semaine 5	23	320 [42-1 104]	18	197 [9-779]
	semaine 6	18	343 [37-1 140]	18	233 [12-813]
	semaine 7 et +	24	302 [38-1 109]	36	306 [26-2 456]
Distance parcourue 1 jour après l'éclosion		34	114 [8-701]	19	213 [3-1 081]

Le comportement des poules est-il différent avec ou sans jeunes ?

Dans le cas du faisan, il est connu que les poules sans jeunes sont plus difficiles à détecter que celles avec jeunes (Mayot & Gavard-Gongallud, 2006 ; Mayot, 2016b). Grâce aux données de télémétrie récoltées lors de cette étude, nous avons essayé de voir si cette « sous-détection » des poules sans jeunes peut s'expliquer par des différences en termes d'utilisation de l'espace. Pour cela, nous avons comparé le comportement des poules après l'échec de leur dernier nid (*i.e.* la dernière tentative annuelle détectée) avec celui des poules dont le dernier nid avait éclos et dont nous étions certains qu'elles étaient toujours accompagnées de jeunes. Toutefois, malgré le suivi par radiopistage, il a bien souvent été très difficile d'observer si les poules étaient toujours accompagnées de jeunes. Ainsi, sur les 109 « dernières » pontes écloses, les jeunes ont pu être observés seulement pour la moitié d'entre elles (n = 55).

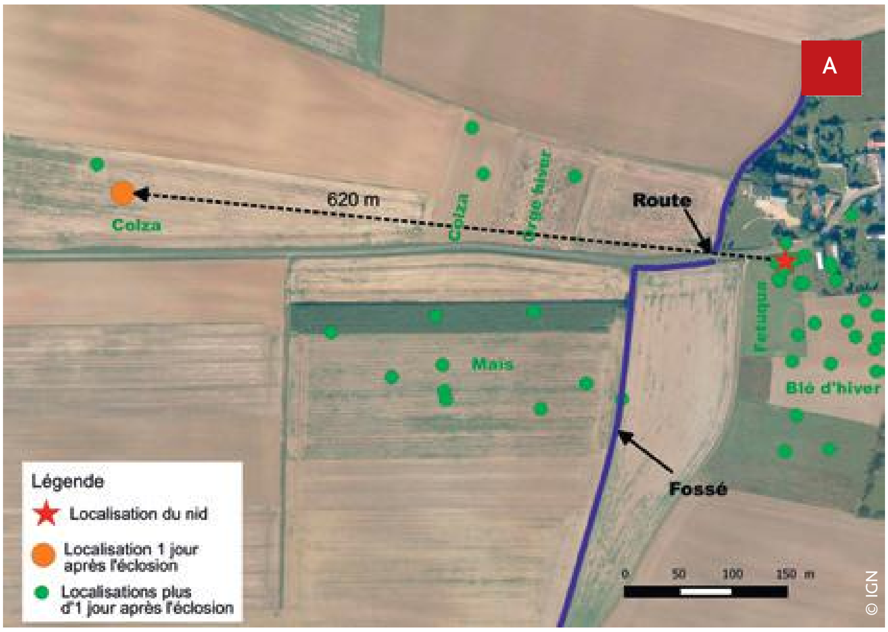
Des distances de déplacement similaires entre poules avec ou sans jeunes

Globalement, il n'a pas été détecté d'importantes différences en termes de distance de déplacement (quel que soit le type de distance étudié) après l'échec ou l'éclosion du dernier nid (***tableau 5***). Cela s'explique notamment par le fait qu'il existe une relative variabilité au sein même des groupes de poules « avec jeunes » ou « sans jeunes ». Par exemple, même si la distance parcourue en une journée après la fin du nid (éclosion ou échec) est en moyenne plus faible pour les poules « avec jeunes », certaines d'entre elles ont pu parcourir plus de 600 m (***figure 15***), nécessitant même parfois le franchissement d'obstacles difficiles pour des poussins d'un jour.

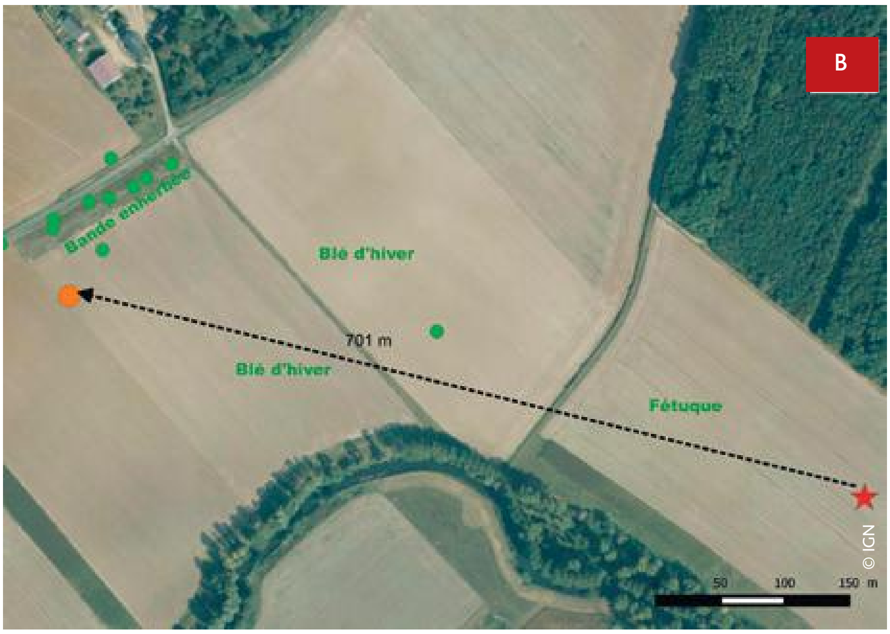
Une utilisation de l'habitat qui ne diffère pas entre poules avec ou sans jeunes

Une des hypothèses pour expliquer la plus faible détection des poules sans jeunes lors des échantillonnages de compagnies est qu'elles utiliseraient plus précocement des milieux offrant un bon couvert, comme les bois, que les poules accompagnées de jeunes. Ces dernières utiliseraient quant à elles plus longtemps des couverts offrant avant tout une alimentation pour les jeunes, comme les cultures ou les jachères. Cette hypothèse n'a pas été confirmée par nos données de radiopistage. En effet, pour chacun des mois de juin à septembre, nous n'avons pas trouvé de différence en termes d'utilisation des différents types de couvert entre les poules accompagnées de jeunes ou non. L'origine de la différence supposée de détectabilité entre poules avec ou sans jeunes reste donc à élucider.

Figure 15 **Exemples de poules faisanes ayant parcouru plus de 600 m avec des poussins d'un jour.**



A La poule « 2 » en 2013 dans l'Eure-et-Loir.
Son nid était localisé dans une parcelle de fétuque. Treize poussins ont éclos le 3 juin. Le lendemain, la poule était localisée à plus de 600 m dans un colza, laissant supposer qu'elle avait perdu la totalité de ses jeunes en 24 heures – d'autant plus qu'un fossé sépare cette localisation de celle du nid, le seul passage « facile » de cet obstacle pour des poussins d'un jour ne volant pas étant d'emprunter la route. Pourtant, le 10 juin, elle a été observée sur un chemin accompagnée d'au moins 5 jeunes âgés d'environ 1 semaine. Environ 3 semaines plus tard, elle était à nouveau localisée dans la parcelle de fétuque où elle avait fait son nid. La dernière observation de cette poule accompagnée de jeunes (au moins 7) a été réalisée le 18 août.



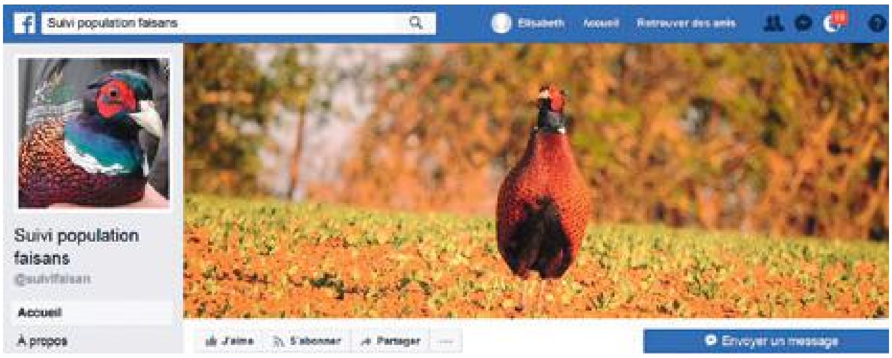
B La poule « 78 » en 2015 dans l'Eure-et-Loir.
Après la perte de la totalité de ses 10 poussins dans les jours suivant l'éclosion d'un premier nid, le 27 avril, cette poule en a fait un second à une soixantaine de mètres du précédent dans la même parcelle de fétuque. Huit poussins ont éclos le 15 juin 2015. Le 16, cette poule a été localisée à environ 700 m de son nid dans un blé. Les jours suivants, elle est restée cantonnée autour d'une bande enherbée. Elle a été observée accompagnée d'au moins 1 jeune jusqu'au 1er juillet.

Remerciements

Nous remercions les personnes suivantes pour l'aide qu'elles nous ont apportée :

- captures de faisans : agents ONCFS, SD 28 ; Marc Charnier et Julie David (FDC 28) ; Isabelle Jubault et Martine Macerot (ONCFS, service administratif) ; Tony Caillaud (FDC 27) ; Régis Vannesson, Thibault Audibert, Kevin Deshayes (ONCFS, domaines) ; Yves Barré (garde particulier) ;
- analyse des données (ONCFS) : Florian Millot (analyses spatiales) et Guillaume Souchay (survie) ;
- rédaction de parties du dossier (ONCFS) : Élisabeth Bro et Florian Millot ;
- François Reitz (ONCFS) pour sa relecture attentive.





Une page Facebook créée et gérée par N. Bestel (FDC 60) tient informés les visiteurs des actualités de l'étude et des scènes capturées par les pièges-photos. *https://fr-fr.facebook.com/suivifaisan/*

Bibliographie

- Chesness, R.A., Nelson, M.M. & Longley, W.H. 1968. The effect of predator removal on pheasant reproductive success. *The Journal of Wildlife Management* 32: 683-697.
- Dumke. R.T. & Pills. C.M. 1979. Renesting and dynamics of nest site selection by Wisconsin Pheasants. *Tech. Bull.* 43: 705-716.
- Ehmann, M. 1981. Organisation sociale et stratégies reproductrices du Faisan commun (*Phasianus colchicus*). Étude de deux populations en milieu semi-naturel. Thèse Doct., Univ. Rennes 1. 351 p.
- Gates, J.M. & Hale, J.B. 1975. Reproduction of an east central Wisconsin pheasant population. *Tech. Bull.* 85: 1-68.
- Genovesi, P., Besa, M. & Toso, S. 1999. Habitat selection by breeding pheasant *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 5: 193-201.
- Gill. M.F. 1978. Breeding of wild pheasant. *Game Conservancy Trust Annual Review of 1977*, 9: 29-34.
- Kuck, T.L., Dahlgren, R.B. & Progulske, D.R. 1970. Movements and Behavior of Hen Pheasants during the Nesting Season. *Journ. Wildl. Manag.* 34: 626-630.
- Mayot, P., Haas, B., Marchandeau, S. & Biadi, F. 1988. Nidification du faisan commun (Phasianus colchicus) dans le Bassin parisien. *Bull. Mens. ONC* n°124 : 7-13.
- Mayot, P., Brun, J.-C. & Marchandeau, S. 1989. Enquête nationale sur la situation du Faisan commun en France. *Bull. Mens. ONC* n° 132 : 7-11.
- Mayot. P. & Brouillard, A. 1993. Adaptation en nature de deux souches de faisan commun. *Bull. Mens. ONC* n° 177 : 2-7.
- Mayot, P. 1996. Constitution ou reconstitution de souches naturelles de faisan commun. Les résultats d'une enquête nationale. *Bull. Mens. ONC* n° 210 : 2-5.
- Mayot, P., Camus, C. & Lenormand, O. 1997. Adaptation en nature de différentes souches de faisans. *Bulletin Mensuel ONC* n° 221 : 18-23.
- Mayot, P. 2006a. Facultés de reproduction en nature de différentes souches de faisans. Les faisans d'élevage survivent très mal en nature mais ont les capacités intrinsèques à se reproduire. *Faune sauvage* n° 274 : 56-63.
- Mayot, P. 2006b. Gestion cynégétique du faisan commun : tendances actuelles. *Faune sauvage* n° 274 : 70-75.
- Mayot, P. & Gavard-Gongallud, N. 2006. Le faisan commun : la reconquête. Artémis. 142 p.
- Mayot, P. 2015. Estimer le rapport des sexes pour améliorer la gestion du faisan commun. *Faune sauvage* n° 307 : 12-16.
- Mayot, P. 2016a. Densités de coqs au printemps 2015, évolution des densités de reproducteurs au printemps. La lettre d'informations du réseau perdrix-faisan 24 : 12-14.
- Mayot, P. 2016b. La technique de l'échantillonnage des compagnies. La lettre d'informations du réseau perdrix-faisan 24 : 15-16.
- Mayot, P. 2017. L'identification des prédateurs de nids du faisan commun : pas si simple. L'apport du piégeage photographique. *Faune sauvage* n° 314 : 4-9.
- Souchay, G. 2016. Analyse des données de suivi de faisan par télémétrie. ONCFS, rapport interne. 8 p.
- Woodburn, M.I.A. 2001. Comparative breeding success of wild and reared pheasants in southern England. *Game & Wildlife Science* 18: 319-329.

Faune sauvage N° 317 | 4e trimestre 2017

Perdrix grise : analyse des conséquences des **mauvaises reproductions** à répétition **sur les populations**

Sylvain Godin, Élisabeth Bro

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : elisabeth.bro@oncfs.gouv.fr

En matière de perdrix grise, la tendance récente est à une fréquence élevée d'années de mauvaise reproduction, et à une diminution importante des densités. Dans ce contexte, nous avons développé un modèle de dynamique de population à partir des données de terrain, pour savoir si quelques années de bonne reproduction sont suffisantes pour assurer la pérennité des populations à faible densité. Si les années à venir sont à l'image de la décennie passée, ces populations risquent d'être très fragilisées voire de disparaître localement. Explications chiffrées...



▲ *Les mauvaises années de reproduction se caractérisent notamment par un pourcentage élevé de couples sans jeunes.*

Voici plusieurs années que la lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan se fait l'écho de mauvais indices reproducteurs de la perdrix grise dans le centre-nord de la France (Reitz, 2013, 2014, 2017)[1]. Ce phénomène n'est pas nouveau en soi, si ce n'est par son ampleur (les mauvaises reproductions correspondent à des indices plus faibles que par le passé ; ce qui participe à l'augmentation de la variabilité interannuelle – ***figure 1***) et la fréquence plus élevée des années de mauvaise reproduction (Reitz & Mayot, ce numéro – ***figure 2***).

Ces mauvaises reproductions ont pour conséquence immédiate une diminution des densités de reproducteurs au printemps suivant, parfois assez drastiquement avec 50 % de baisse voire plus (Bro *et al.*, p.43). Dans ce contexte, les années de bonne reproduction (comme celles connues en

[1] La reproduction de l'été 2017 étant dans la moyenne, avec un indice de 4,3 jeunes/poule d'été – très décevant vu les conditions météorologiques du printemps et de l'été.

Figure 1 **Évolution de la variabilité du succès reproducteur moyen de la perdrix grise dans le centre-nord de la France depuis 1981.**
La variabilité est calculée sur une période de 5 ans (de *t-2* à *t+2*).
Source des données : réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC.

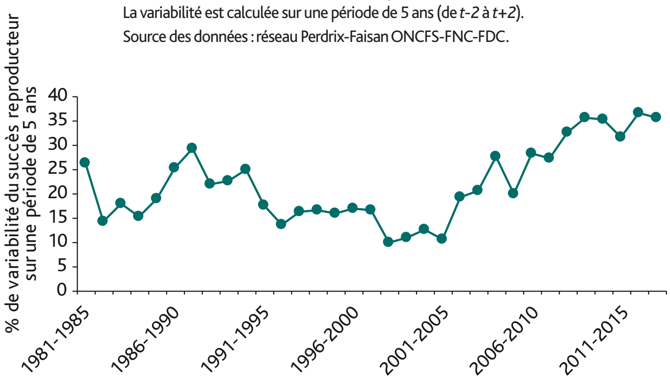
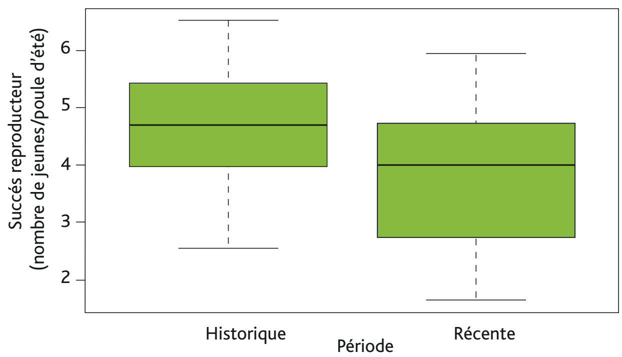


Figure 2 **Caractéristiques du succès reproducteur de la perdrix grise dans le centre-nord de la France pour deux périodes : « historique » (1981-2004) *vs* « récente » (2005-2017).**
La différence est statistiquement significative au seuil de 5 %.
Source des données : réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC.



2010 et 2011) sont-elles suffisantes pour reconstituer les populations et assurer leur pérennité à long terme ? C'est ce que nous avons étudié à l'aide d'un modèle mathématique de dynamique de population.

La modélisation : un outil utile pour étudier ce que *pourrait* être le futur

Dans son principe, la modélisation de la dynamique d'une population est simple : il s'agit de calculer un effectif d'animaux au temps *t+1*, connaissant celui au temps *t* ainsi que les valeurs de survie et de reproduction (***figure 3***). Pour cela, on traduit les différents phénomènes démographiques (mortalité, natalité, dispersion…) en équations mathématiques plus ou moins complexes dépendant de la finesse du modèle et de ses hypothèses (***encadré 1***). Une fois le modèle construit, on l'applique à une population dite « initiale » (c'est-à-dire à *t = 0*, représentant l'effectif de départ) pour simuler son évolution.

La principale plus-value du modèle que nous avons développé (***encadré 1***) est de simuler des séquences d'années de bonne et mauvaise reproduction, reproduisant les fréquences effectivement observées *in natura* depuis 35 ans (données de suivi des populations collectées par la Station d'avertissement Perdrix grise, devenue réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC). Autre point fort du modèle : il a été entièrement renseigné avec des données de terrain, tant pour ce qui concerne les valeurs moyennes que les variabilités interannuelles et interindividuelles. Pour la survie, nous avons utilisé les données de télémétrie de l'étude PeGASE (Bro *et al.*, 2013). Pour le succès reproducteur, nous avons utilisé les données du réseau Perdrix-Faisan (Reitz, 2017).

Le département d'Eure-et-Loir comme cas d'étude

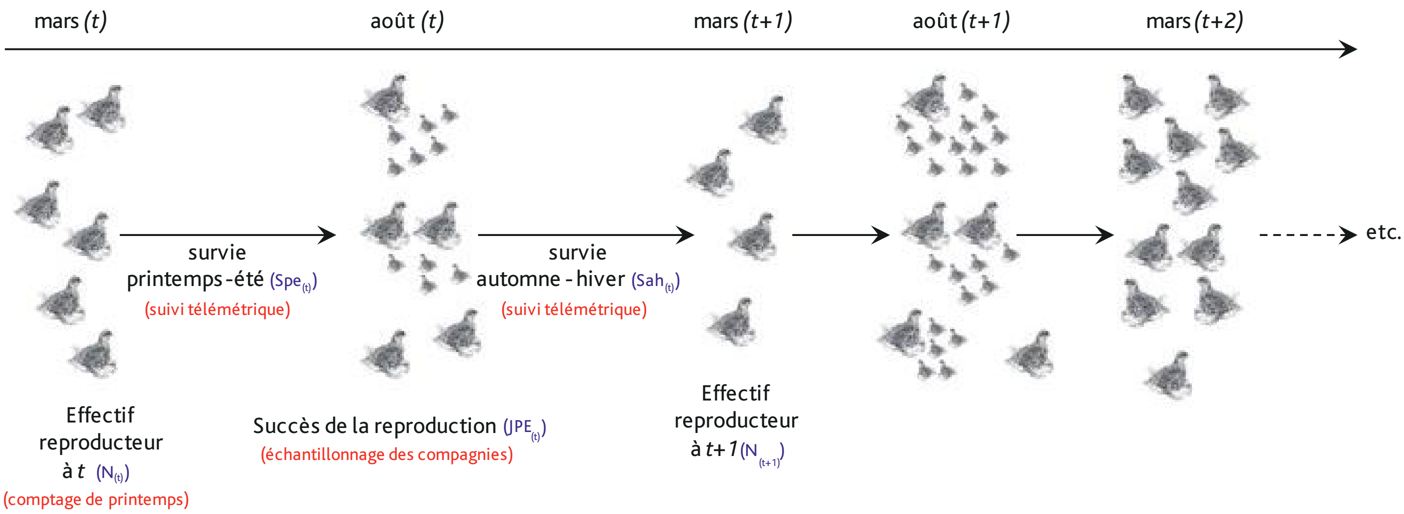
Le département d'Eure-et-Loir fut autrefois l'un des bastions de la perdrix grise de plaine en France, avec des densités communément supérieures à 30 ou 40 couples/100 ha (Havrincourt, 1930 ; Garrigues, 1981 ; Mangin, 2009). Aujourd'hui, l'espèce y est dans une situation critique, avec une densité moyenne – sur les zones comptées – de quelques couples aux 100 ha (Reitz, 2017) ; et ce, malgré une pression de chasse qui a été drastiquement réduite avant de devenir nulle ou insignifiante ces dix dernières années (Mangin, 2009 ; Reitz & Mayot, ce numéro).

Dans ce contexte, nous avons étudié l'évolution d'une population fictive de perdrix à une densité initiale de 5 couples/100 ha évoluant sur une surface de 3 000 ha (soit un effectif de 150 poules reproductrices). Dans ce premier volet du travail, le prélèvement par la chasse a été fixé à zéro (l'impact du prélèvement par la chasse a été étudié dans un second temps : voir Bro *et al.*, ce numéro, p. 43).

▼ ***Avec une rotation courte blé/céréales d'hiver, la plaine cultivée n'offre que très peu de couverts après moisson, et peu de ressources alimentaires lorsque les déchaumages se font dans les jours qui suivent les récoltes.***



Figure 3 **Principe de la modélisation de la dynamique d'une population à partir d'un effectif initial et des paramètres de survie et de reproduction.**
Sur cet exemple, la mauvaise reproduction de l'été t entraîne une diminution de l'effectif au printemps l'année *t+1*, tandis que la bonne reproduction de l'été *t+1* entraîne une augmentation de l'effectif au printemps *t+2*.



▶ Encadré 1 • Modèle développé pour étudier la tendance d'évolution des populations de perdrix grise

Dans le cadre de ce travail, nous avons considéré une population dite isolée ou « fermée » (c'est-à-dire sans flux d'immigration ni d'émigration). La reproduction n'a pas été détaillée comme dans d'autres modèles (Bro *et al.*, 2000), mais modélisée comme un événement ponctuel. En pratique, nous avons calculé l'effectif d'été comme étant la somme des femelles survivantes et de leurs jeunes de même sexe. Ce type de modélisation ne s'intéresse en effet qu'aux femelles et ignore les mâles. Nous avons fait varier les valeurs de survie et de reproduction, à la fois d'une année à l'autre (ce que l'on appelle dans le jargon scientifique la « stochasticité environnementale », qui traduit l'influence des facteurs du milieu, comme les conditions météorologiques) et d'un individu à l'autre (la stochasticité dite démographique, qui traduit quant à elle les différences de survie et de reproduction d'un individu à l'autre – variabilité qui a une influence d'autant plus importante que les effectifs sont faibles).

• La survie des femelles au printemps-été (Spe) a été modélisée pour chaque individu selon une loi binomiale de moyenne $[Spe]_{(t)}$. Cette moyenne a été tirée au hasard à chaque pas de temps[2] dans une distribution normale de moyenne $m[Spe]$ et d'écart-type $\sigma[Spe]$, fixés à respectivement 0,470 et 0,134 d'après les données de l'étude PeGASE (Bro *et al.*, 2013).

• La valeur de survie en automne-hiver était constante pour ne pas introduire trop de bruit dans les simulations. Elle a été fixée à 0,6 (la chasse n'ayant pas été prise en compte dans ce volet du travail).

• Le succès reproducteur de l'année *t* a été modélisé en deux étapes. La première étape a consisté à tirer au hasard la catégorie de succès reproducteur : « Bon », « Moyen » ou « Mauvais » (***figure 4A***). Les fréquences de chacune de ces trois catégories d'années ont été renseignées avec les données du réseau Perdrix-Faisan pour les deux périodes dites « historique » et « récente ». Par exemple, pour la période dite récente, d'une durée de dix ans, on a en moyenne 2 années de bonne reproduction, 3 de mauvaise reproduction et 5 de reproduction moyenne ; mais cela peut légèrement varier d'une simulation à l'autre, l'ordre de ces années étant tiré au hasard. Le succès reproducteur était quant à lui défini par deux composantes : la proportion de poules sans jeunes (PSJ) d'une part, le nombre de jeunes par poule dans les compagnies (JPEc) d'autre part. Les valeurs de PSJ et de JPE variaient selon les catégories « Bon », « Moyen » ou « Mauvais » du succès reproducteur. La proportion de poule sans jeunes était tirée au hasard dans une loi normale de moyenne $m[PSJ]_{(catégorie)}$ (***figure 4B***). Pour chacune des femelles accompagnées de jeunes, le nombre de jeunes était tiré au hasard dans une distribution de Poisson de moyenne $m[JPEc]_{(catégorie)}$ (paramètre dit λ). Nous avons considéré un rapport des sexes équilibré chez les jeunes (*i.e.* autant de mâles que de femelles).

Enfin, nous avons introduit un phénomène de densité-dépendance sur le succès reproducteur, pour éviter d'obtenir des effectifs de populations irréalistes dans le cas d'une succession d'années de bonne reproduction (Bro *et al.*, 2003).

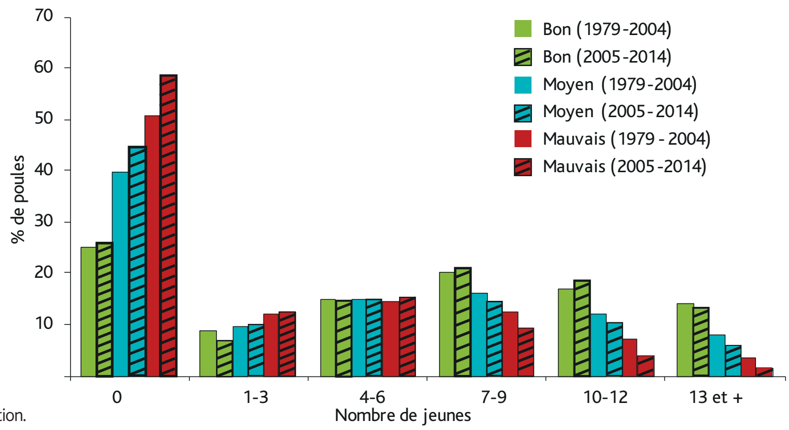
Ce modèle a été appliqué à une population initiale de 150 femelles sur un pas de temps de dix ans, pour déterminer sa tendance d'évolution (déclin, stabilité, croissance) pour une séquence donnée de bonnes/mauvaises reproductions. Toutefois, ne connaissant pas la séquence de bonnes/mauvaises reproductions que réservera le futur, il est extrêmement difficile, pour ne pas dire impossible, de prévoir ce que sera réellement l'avenir. En revanche, grâce à la modélisation et aux performances de l'informatique, on peut explorer et même quantifier « l'espace des possibles », grâce à ce qu'on appelle une analyse de viabilité. Cela consiste à calculer la probabilité d'occurrence des trois tendances possibles, en simulant l'évolution de la population initiale pour un grand nombre de séquences différentes de bonnes/mauvaises reproductions. Dans ce travail, nous avons répété 10 000 fois les analyses de tendance, pour davantage cerner ce que pourrait être l'avenir si la situation actuelle venait à perdurer.

Figure 4 Paramétrage du modèle avec les données de terrain.

4A Fréquence d'occurrence des indices reproducteurs pendant les deux périodes.

Période	Indice reproducteur	Fréquence	Nombre de jeunes/poule	% de poules sans jeunes
Historique (1979-2004)	« bon »	23 %	6,6	25 %
	« moyen »	54 %	4,7	40 %
	« mauvais »	23 %	3,2	50 %
Récente (2005-2014)	« bon »	20 %	6,6	26 %
	« moyen »	50 %	4,1	44 %
	« mauvais »	30 %	2,3	58 %

4B Composition des compagnies de perdrix grise en Eure-et-Loir selon que l'indice reproducteur est bon, moyen ou mauvais pour les périodes dites « historique » et « récente » (en hachuré).

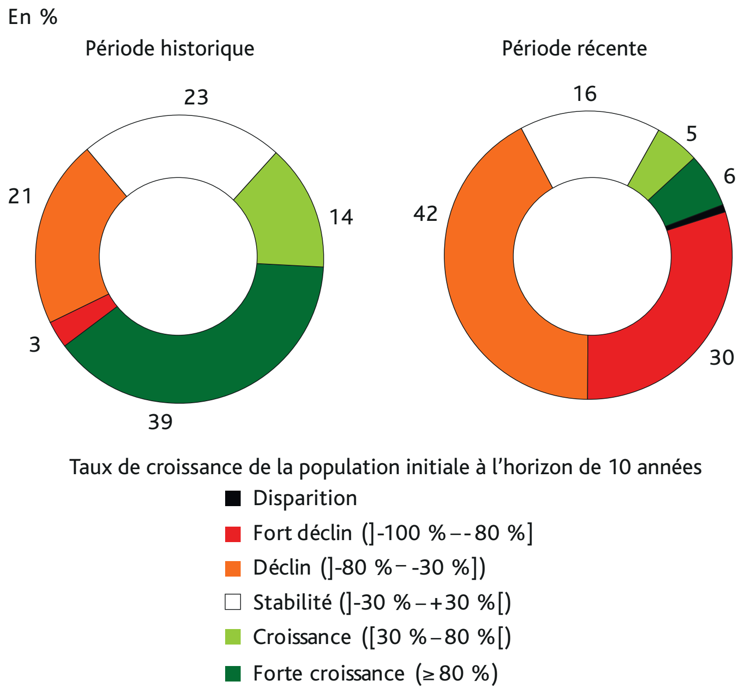


[2] D'où l'indice *t* dans la notation.

Des perspectives qui paraissent plutôt sombres… mais l'espoir doit néanmoins être cultivé

Les simulations prédisent, en moyenne, que la population initiale aura diminué de 39 % en dix ans si le régime de mauvaises reproductions que l'espèce connaît depuis une décennie perdure (taux de croissance de 0,89). Ce bilan moyen cache néanmoins une diversité d'avenirs possibles (*figure 5*) : déclin de la population : 73,2 % ; stabilité : 15,7 % ; croissance : 11,1 %. Si le déclin de la population est donc la tendance la plus probable, la stabilité – voire l'augmentation – n'est pas non plus totalement improbable. D'un point de vue probabiliste, l'espoir reste donc permis de connaître une séquence où les bonnes reproductions contrebalanceront les mauvaises. À titre de comparaison, des simulations semblables ont été réalisées sur la même population initiale, avec les données historiques (*figure 5*), montrant que la situation était plus favorable par le passé (taux de croissance moyen de 1,02 ; croissance quantifiée à 20 % à l'horizon de dix ans).

Figure 5 **Probabilité d'occurrence des différentes tendances possibles d'évolution de la population initiale à l'horizon de dix ans selon les caractéristiques des deux périodes étudiées, historique (1979-2004) et récente (2005-2014).**
Résultats valables pour la population fictive étudiée, avec les données démographiques (réelles) observées dans le département d'Eure-et-Loir qui a servi de cas d'étude.



▼ *D'un point de vue probabiliste, l'espoir reste permis de connaître une période où les bonnes reproductions contrebalanceront les mauvaises.*



Une situation déjà vécue par le passé ?

La véritable question qui se pose aujourd'hui est de savoir si cette situation correspond à une nouvelle tendance (liée au changement climatique, voir ci-dessous) ou à une mauvaise série. Le second scénario serait le moindre mal et a déjà été vécu par le passé. La mauvaise reproduction de l'année 1981 est restée dans les mémoires car, avec ses 2,55 jeunes/poule d'été en moyenne nationale, elle a constitué un « record » pendant plus de trente années (Reitz, 2017). Avant cette date, les données disponibles, moins nombreuses et, de fait, probablement moins représentatives, suggèrent que 1977 et 1978 n'avaient pas été favorables à la reproduction de l'espèce dans le Bassin parisien (Birkan, 1979 ; Reitz, 2014). Certes, les densités, le milieu, *etc.*, n'étaient pas les mêmes qu'aujourd'hui ; mais le discours était tout aussi alarmiste (Lavergne, 1981), voire défaitiste… Nous avons pourtant connu de belles années par la suite, avec des densités de plusieurs dizaines de couples/100 ha, atteignant même localement 100 couples/100 ha, grâce à de bonnes reproductions (Reitz, 2006 ; Mérieau & Bro, 2009 ; Bro, 2016). Toutefois, l'évolution des conditions climatiques, déjà bien palpable en Europe (Météo-France), peut laisser craindre une réelle modification de la dynamique des populations.

Quelles prédictions climatiques ?

Le succès de la reproduction de la perdrix grise est très largement influencé par les conditions météorologiques, en particulier celles du printemps et du début de l'été (mais probablement pas uniquement – Bro & Reitz, 2014). On connaît bien sûr l'effet du froid et de la pluie sur la survie des poussins, mais il en existe bien d'autres. Certains, démontrés en laboratoire, sont parfois « subtils » : par exemple l'effet de la température ambiante sur la qualité des œufs, comme la teneur en avidine, une substance antibactérienne de l'albumen jouant un rôle immunitaire pour l'embryon en développement (Cucco *et al.*, 2009).

Que réserve l'avenir en matière de conditions météorologiques ? Outre une augmentation lente, mais régulière, de la température moyenne du globe, les prédictions faites par les experts du climat – et confirmées par les statistiques – sont une augmentation de la fréquence et de l'intensité des phénomènes dits extrêmes, comme les vagues de chaleur et les sécheresses, ou encore les épisodes de très fortes pluies. Ce type d'événement peut avoir un impact considérable sur la reproduction, en témoignent les inondations de mai et juin 2016 (Bro *et al.,* 2017). De par leur nature irrégulière et imprévisible (du moins actuellement), l'adaptation du vivant à ces phénomènes reste difficile à moyen terme. Et s'il existe bien de telles adaptations dans le règne animal, elles ont toutefois été mises en place à l'échelle évolutive. Pour l'heure, on constate des corrélations entre le changement climatique et la dynamique des populations de certaines espèces de galliformes, en particulier des tétraonidés (*e.g.* Barnagaud *et al.*, 2011 ; Baines *et al.*, 2016).

Réduire la vulnérabilité des individus face à l'imprévisibilité des événements

Étant difficile de réduire l'exposition des individus au danger, on peut envisager de réduire leur vulnérabilité. Un milieu accueillant, offrant couverts refuge et nourriture en quantité suffisante, reste la meilleure parade face aux difficultés à affronter. Cela permettrait, non pas d'éviter les années de mauvaise reproduction, mais peut-être de les atténuer et de bien profiter des années de bonne reproduction.

▼ *L'échec des pontes est une cause importante du manque à gagner en jeunes (g). Certains effets météorologiques pourraient influencer subtilement le succès de la reproduction. En effet, il a été montré au laboratoire que la température ambiante pouvait moduler indirectement la résistance immunitaire des embryons (d).*



© E. Bro/ONCFS



© C. Molins/ONCFS

Remerciements

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des personnes participant au suivi des populations de perdrix grise (agents de FDC et de l'ONCFS ; chasseurs, agriculteurs et autres bénévoles), et tout particulièrement celles d'Eure-et-Loir, ainsi que François Reitz (ONCFS) qui gère la base de données du réseau Perdrix-Faisan depuis plus de trente ans. Cet article a bénéficié de la relecture de François Reitz (ONCFS), Jean-Pierre Arnauduc (FNC) et Bruno Lenfant (FDC 28). ●



S'il paraît très difficile de prévoir l'avenir réel de la perdrix grise, la modélisation permet d'envisager les différents scénarios possibles.

Bibliographie

- Barnagaud, J.-Y., Crochet, P.A., Magnani, Y., Bernard-Laurent, A., Menoni, E., Novoa, C. & Gimenez, O. 2011. Short-term response to the North Atlantic Oscillation but no long-term effects of climate change on the reproductive success of an alpine bird. *Journal of Ornithology* 152 : 631-641.
- Baines, D., Aebischer, N.J. & Macleod, A. 2016. Increased mammalian predators and climate change predict declines in breeding success and density of Capercaillie *tetrao urogallus*, an old stand specialist, in fragmented Scottish forests. *Biodiversity and Conservation* 25 : 2171-2186.
- Birkan, M. 1979. Perdrix grises et rouges de chasse et d'élevage. La maison rustique, Paris. 126 p.
- Bro, E., Reitz, F., Omnès, F. & Millot, F. 2017. Chronique d'une mauvaise reproduction annoncée. *Lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC* 25 : 8-9.
- Bro, E. 2016. La Perdrix grise - Biologie, écologie, gestion et conservation. Biotope, Mèze. 304 p.
- Bro, E., Santin-Janin, H. & Reitz, F. 2015. L'évolution récente des populations gérées de perdrix grise (*Perdix perdix*) de plaine reflète surtout les variations du succès de la reproduction. *Alauda* 83 : 241-246.
- Bro, E. & Reitz, F. 2014. Perdrix grise. Mauvais succès reproducteur à répétition : quelle est la part de responsabilité de la météo ? *Faune sauvage* n° 302 : 49-50.
- Bro, E, Millot, F., Delorme, R., Polvé, C., Mangin, E., Godard, A., Tardif, F., Gouache, C., Sion, I., Brault, X., Durlin, D., Gest, D., Moret, T. & Tabourel, R. 2013. PeGASE, bilan synthétique d'une étude perdrix grise « population-environnement ». *Faune sauvage* n° 298 : 17-48.
- Bro, E., Deldalle, B., Reitz, F., Massot, M. & Selmi, S. 2003. Perdrix grise : le succès de la reproduction dépend-il de la densité de couples au printemps ? *Faune sauvage* n° 258 : 20-24.
- Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. 2000. Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37 : 432-448.
- Cucco, M., Guasco, B., Ottonelli, R., Balbo, V. & Malacarne, G. 2009. The influence of temperature on egg composition in the grey partridge *Perdix perdix*. *Ethology, Ecology and Évolution* 21 : 63-77.
- Havrincourt (d'), G. 1930. Chasse à tir d'aujourd'hui - Beauce, Gâtinais, Puisaye, Sologne, Val de Loire. Imprimerie Teissier, Orléans. 342 p.
- Garrigues, R. 1981. Enquête nationale perdrix grise. *Bulletin Mensuel ONC* n° 43 : 11-23.
- Lavergne, X. 1981. La mauvaise saison de reproduction de 1981 : un nouveau défi. *Bull. Mens. ONC* n° 53 : 11.
- Mangin, E. 2009. Situation de la perdrix grise en Eure-et-Loir. L'ancien bastion souffre… *Faune sauvage* n° 286 : 37-40.
- Martinez-Morales, M.A., Cruz, P.C. & Cuaron, A.D. 2009. Predicted population trends for Cozumel Curassows (*Crax rubra griscomi*): empirical evidence and predictive models in the face of climate change. *Journal of Field Ornithology* 80 : 317-327.
- Mérieau, A. & Bro, E. 2009. Gestion de la perdrix grise dans les Ardennes : 25 ans d'efforts, des densités record. *Faune sauvage* n° 283 : 44-50.
- Parmesan, C., Root, T.L. & Willig, M.R. 2000. Impacts of Extreme Weather and Climate on Terrestrial Biota. *Bulletin of the American Meteorological Society* 81 : 443-450.
- Reitz, F. 2009, 2013, 2014, 2017. Situation des perdrix dans le centre-nord. *Lettres d'informations du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC* n° 16, n° 21, n° 22, n° 25. http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Perdrix-Faisans-download99
- Saether, B.-E., Sutherland, W.J. & Engen, S. 2004. Climate Influences on Avian Population Dynamics. *Advances in Ecological Research* 35 : 185-209.

Chasse de la perdrix grise dans un contexte défavorable et évolution de ses densités : quels enseignements des données du réseau Perdrix-Faisan ?


© P. Massit/ONCFS

Élisabeth Bro, François Reitz, Sylvain Godin

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : elisabeth.bro@oncfs.gouv.fr

La chasse de la perdrix grise fait débat lorsque sa reproduction a été mauvaise, les conséquences possibles sur la conservation de l'espèce se confrontant alors à la motivation des chasseurs pour poursuivre leurs efforts de gestion. Nous apportons dans le présent travail des éléments de réflexion à ce sujet, qui sont basés sur une analyse rétrospective des données du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC et la modélisation de la dynamique des populations. Les résultats invitent à penser que, sauf si la population est au bord de l'extinction, une faible pression de chasse ne constitue pas un facteur de risque complémentaire important pour des populations gérées.

De l'avis des chasseurs passionnés, la perdrix grise est irremplaçable dans le cortège des petits gibiers des plaines françaises : « […] *rien ne la remplace, rien ne dédommage de son absence, ni lièvre, ni lapin, ni faisan.* […] *Lorsque l'animal et son maître ont pratiqué de compagnie la chasse de la perdrix, la communion entre l'un et l'autre est consommée.* » (*Oiseaux de chasse*, Marquis de Cherville, 1885).

Cet attrait pour la quête de la perdrix grise se révèle par son tableau de chasse, estimé à près d'un million d'individus lors de la saison 2013-2014 (Aubry *et al.*, 2016), et l'étendue géographique des prélèvements : ils sont réalisés sur l'ensemble du territoire métropolitain (Bro *et al.*, ce numéro, p. 102), permis par la pratique de lâchers là où l'espèce est absente ou en très faible densité (Bro *et al.*, 2012).

Une adaptation de la pression de chasse aux potentialités démographiques locales

Suite à la régression de ses populations (Garrigues, 1981 ; Lavergne, 1981), l'espèce a bénéficié dans les années 1980 de la mise en place progressive de mesures de gestion

quantitative (quotas de prélèvement) ou semi-quantitative (PMA, limitation du nombre de jours de chasse) dans de nombreuses communes, principalement dans le centre-nord et l'ouest de la France (Mettaye & Bourdais, 1991). Ces mesures visaient à gérer les populations sauvages en adaptant les prélèvements par la chasse aux potentialités démographiques (Birkan & Jacob, 1988 ; Reitz, 2003), en particulier en limitant les prélèvements dans les situations de mauvaise reproduction et de faible densité (***figure 1***). Cette précaution était d'autant plus cruciale que cette espèce est caractérisée par des fluctuations très importantes de ses populations (Bro *et al.*, 2015 ; Reitz, 2017). L'objectif était *in fine* de les maintenir ou de les développer.

Le succès reproducteur est un facteur majeur de variation des densités d'un printemps à l'autre

La dynamique très fluctuante des populations de perdrix grise est due à la reproduction. La corrélation entre l'évolution de la densité des perdrix d'un printemps à l'autre et leur succès reproducteur est très marquée (***figure 2***). Ceci est particulièrement vrai pour les valeurs moyennées à l'échelle du centre-nord de la France (R^2 = 86,3 %). À une échelle plus locale, celle des territoires de chasse, cette relation reste significative mais est beaucoup plus diffuse (R^2 = 24,4 %). Il existe donc une variabilité de situations, traduisant l'influence d'autres facteurs pouvant induire de fortes variations à l'échelle locale[2].

Globalement, pour les valeurs de survie enregistrées aujourd'hui (Reitz, 2017 ; Reitz & Mayot, ce numéro), la densité de printemps reste stable pour un succès reproducteur de l'ordre de 4-4,5 jeunes/poule d'été (***figure 2***). Lorsque le succès reproducteur est inférieur à 3 jeunes/poule d'été, les densités diminuent souvent de 30-40 %. La diminution peut être encore plus importante dans des cas extrêmes, comme observé en 2016-2017 avec près de - 50 % de couples reproducteurs après un indice reproducteur de 1,8 jeune/poule d'été.

Pression de chasse et variations interannuelles de densité des populations gérées

La chasse d'une espèce à profil démographique « faible survie – forte reproduction » soulève des controverses lorsque la reproduction est mauvaise, car le principe de gestion durable de ses populations repose sur le prélèvement du « surplus » de

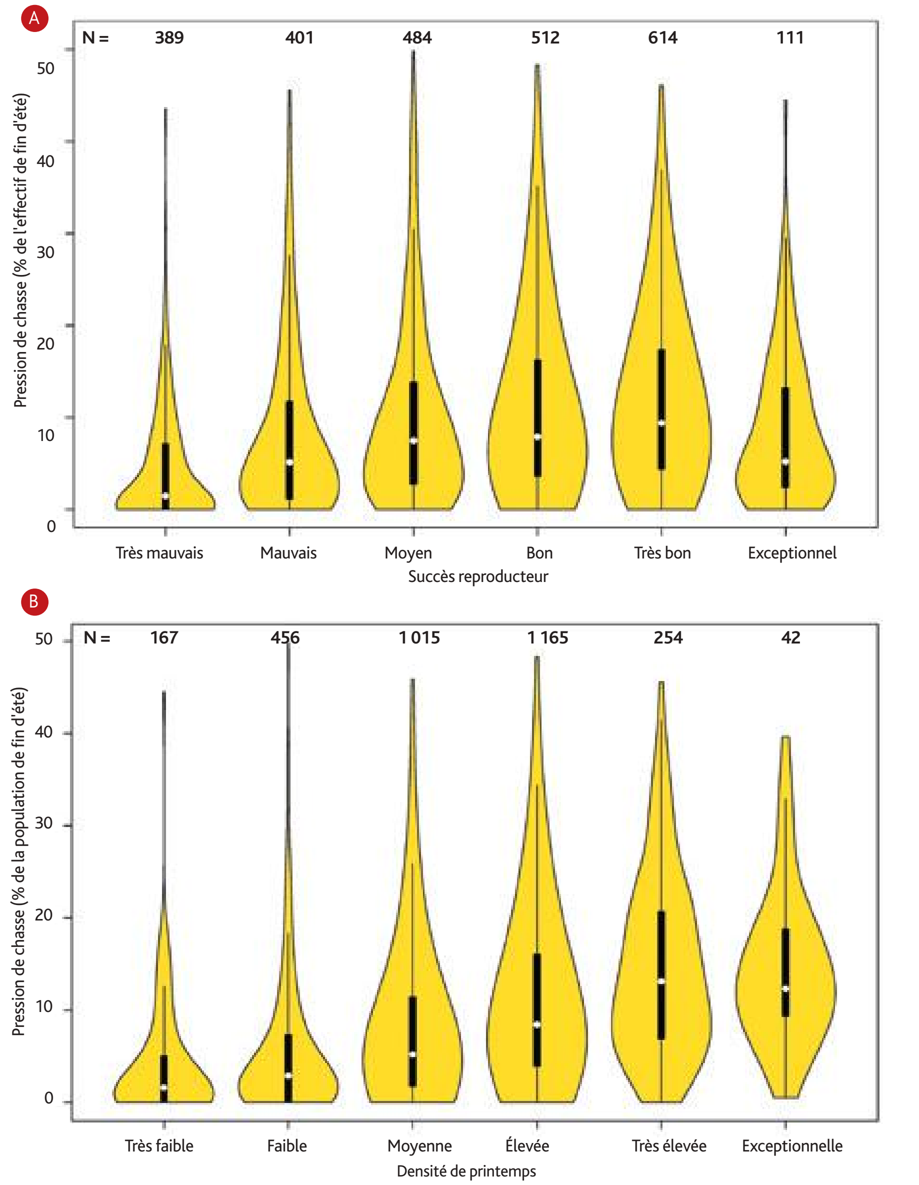
[2] Notons que parmi les sources de variabilité, il faut inclure les imprécisions d'estimation des densités de printemps (couples passés au travers des traques ou, au contraire, comptés deux fois – *cf.* Meynier, 2004) et du succès reproducteur (pouvant varier plus ou moins selon que l'on a détecté, ou non, une grosse compagnie ou un regroupement d'adultes).

Figure 1 **Pression de chasse (en % de la population de fin d'été - *cf. encadré 1*) en fonction des potentialités démographiques des populations sauvages gérées.**

Terrains dits de référence où les suivis sont les plus complets (2 511 terrains x années, 1995-2015).

A Succès de la reproduction, en nombre de jeunes/poule d'été (très mauvais : ≤ 2,5 ; mauvais :]2,5-3,5] ; moyen :]3,5-4,5] ; bon :]4,5-5,5] ; très bon :]5,5-7,5] ; exceptionnel : > 7,5).

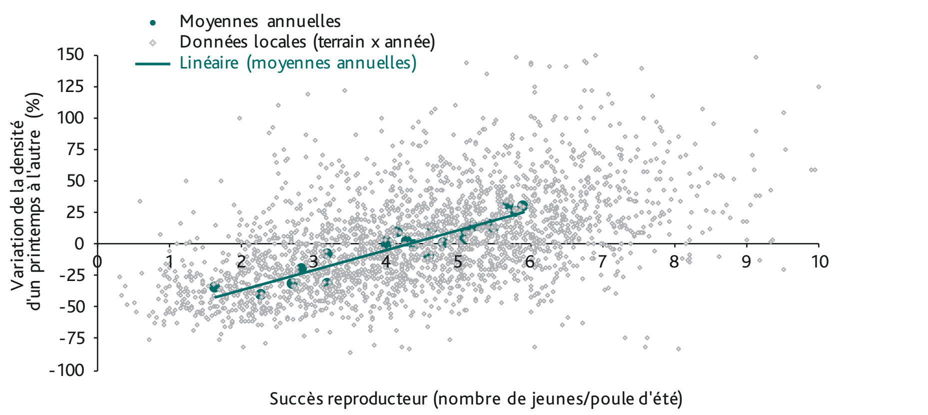
B Densité de reproducteurs au printemps, en nombre de couples/100 ha (très faible : ≤5 ; faible :]5-10] ; moyenne :]10-20] ; élevée :]20-40] ; très élevée :]40-60] ; exceptionnelle : > 60



Graphe dit « en violon », combinant une boîte à moustache et la distribution des données (l'épaisseur du « violon » traduit la proportion de cas dans le jeu de données).

Figure 2 **Corrélation entre l'évolution des densités de perdrix grise d'un printemps à l'autre et le succès reproducteur.**

Données de 1995-1996 à 2016-2017, quelles que soient les densités et les pressions de chasse.



▶ Encadré 1 • Comment estimer la pression de chasse ?

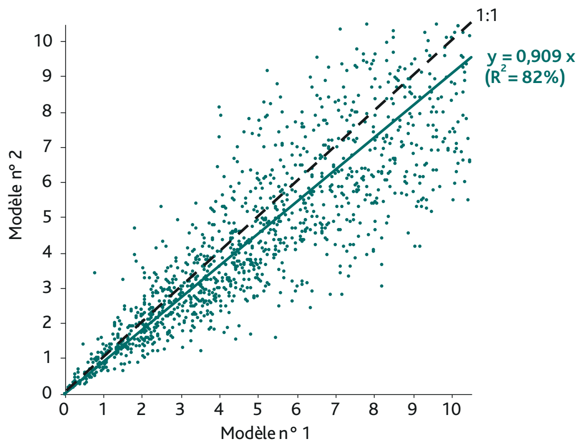
La pression de chasse est définie comme la proportion d'individus présents juste avant l'ouverture de la chasse qui sont tués à la chasse. L'effectif avant chasse peut être estimé à partir des comptages après chasse et connaissant le tableau réalisé (Reitz, 2003a). Toutefois, ces comptages dits « d'hiver » (le plus souvent en octobre ou novembre) sont plutôt réalisés dans le cadre d'études (Reitz & Mayot, 1997 ; Bro *et al.*, 2004) qu'en routine. Dans le cadre de ce travail, l'effectif avant chasse a donc été calculé à partir des densités de printemps. Deux modèles peuvent être employés, caractérisés par des hypothèses (différentes) qui leur sont propres.

Modèle n° 1 : l'effectif avant chasse (en fin d'été) est calculé comme étant le nombre d'adultes présents au printemps ayant survécu (N_a) et le nombre de jeunes produits (N_j) ; avec $N_a = D_t * 2{,}1 * S_{pe}$ et $N_j = D_t * 0{,}5 * JPE_t$. Dans ces formules, D_t représente la densité des couples au printemps, 2,1 le rapport entre le nombre d'adultes et de couples au printemps (existence d'oiseaux célibataires), S_{pe} le taux de survie des adultes au printemps-été (fixé à 0,5 d'après les études de télémétrie – Bro *et al.*, 2013) et JPE_t le succès reproducteur (nombre de jeunes par poule en été). Dt et JPE_t sont estimés tous les ans sur une série de territoires dans le cadre du suivi des populations de perdrix grise avec un objectif de gestion cynégétique (Reitz, 2003a).

Modèle n° 2 : l'effectif avant chasse est estimé à partir d'un rétro-calcul, comme étant égal au nombre d'oiseaux qui ont survécu à l'automne-hiver et ont été comptés au printemps suivant ($N = (D_{t+1} * 2{,}1) / S_{ah}$) plus ceux qui ont été tués à la chasse.

Les deux modèles donnent des résultats fortement corrélés entre eux (régression : Y = 0,743 • X ; R^2 = 75 % ; 2511 observations terrains x années, 1995-2015), mais quantitativement assez distincts : les estimations de la pression de chasse avec le modèle n° 2 étant très souvent plus faibles qu'avec le modèle n° 1, donc reposant sur l'estimation d'un effectif avant chasse plus élevé. Cela pourrait être imputable à certaines hypothèses particulières. En effet, le modèle n° 2 suppose que les prélèvements cynégétiques sont la seule cause de mortalité pendant la période de chasse (le plus souvent de septembre à novembre), ce qui est assez approximatif (Bro *et al.*, 2013). En outre, dans le cas de fortes densités, il pourrait exister des phénomènes de densité-dépendance non pris en compte dans l'équation. Toutefois, dans la gamme des faibles pressions de chasse[1], cette différence systématique est significativement atténuée (***figure A***). Les estimations réalisées à partir du modèle n° 1 ont été utilisées dans le présent travail ; d'une part parce que cela assure une analyse prudente des données, et d'autre part parce que ce modèle correspond à la démarche concrète de gestion (les densités du printemps suivant ne sont pas connues lorsqu'en août les autorisations de prélèvements sont établies).

Figure A **Comparaison des estimations de la pression de chasse selon deux modèles de calcul.**
Terrains dits de référence (1663 terrains x années, 1995-2015).



[1] Notre travail a concerné les situations les plus défavorables (faible densité et faible indice reproducteur) et, de fait, les pressions de chasse inférieures à 10 % (*figure 1*).

fin d'été (Aebischer, 1991). Or, deux points de vue s'affrontent en la matière au sein du monde cynégétique – s'agissant de populations sauvages gérées sans lâchers d'oiseaux d'élevage. Pour les uns, il faut fermer la chasse pour limiter la diminution des densités et ainsi préserver autant que possible le capital de reproducteurs. Pour les autres, il faut autoriser la chasse (avec les mesures de limitation des prélèvements en vigueur) pour garder les chasseurs mobilisés sur la gestion de cette espèce et la conservation de son habitat.

Dans le contexte de ce débat d'actualité récurrente, nous avons examiné rétrospectivement la relation entre la pression de chasse exercée et les variations de densité d'un printemps à l'autre, pour des populations en situation défavorable (mauvaise reproduction et densité faible à moyenne).

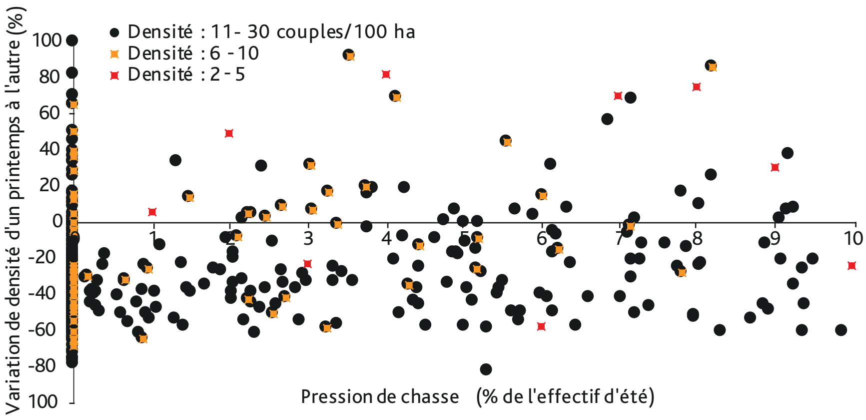
Les données disponibles ne montrent pas de tendance à une plus grande diminution des densités lorsque la chasse est maintenue avec des prélèvements de moins de 10 % de

▼ *Lorsque le succès reproducteur est inférieur à 3 jeunes par poule d'été, les densités de perdrix grise accusent souvent une diminution de 30 à 40 %.*



l'effectif de fin d'été (*figure 3*). Il est néanmoins important de souligner que ces données correspondent à des populations sauvages gérées, c'est-à-dire que la pression de chasse est limitée par au moins une mesure (quota réglementaire ou volontaire, PMA, *etc.* – *cf.* Bro *et al.*, 2012). Cela ne signifie pas qu'il n'y a pas d'impact de la chasse, mais il n'apparaît pas prépondérant et/ou peut potentiellement être compensé par des mécanismes démographiques dits densité-dépendants (*encadré 2*). En sus, ces données montrent que la plupart du temps, l'arrêt de la chasse ne suffit pas à lui seul à empêcher une régression des populations lorsque le contexte démographico-environnemental n'est pas favorable (Reitz, 2010).

Figure 3 Variation des densités d'un printemps à l'autre en fonction de la pression de chasse suite à une mauvaise reproduction (≤ 3 jeunes/poule d'été).



Tester différentes stratégies de gestion cynégétique grâce à la modélisation

En complément de cette description des données du réseau Perdrix-Faisan, nous avons utilisé un modèle de dynamique des populations (*cf.* Godin & Bro, ce numéro) pour examiner l'impact de la chasse sur une population fictive et comparer différentes stratégies de gestion cynégétique. Pour ce faire, nous avons incorporé au modèle la grille du plan de chasse établie par la FDC d'Eure-et-Loir, et comparé la viabilité d'une population à basse densité selon trois scénarios :

- scénario n° 1 : selon la grille en vigueur ;
- scénario n° 2 : en autorisant toujours la chasse pour un indice de reproduction au moins égal à 4 jeunes/poule d'été

▶ Encadré 2 • Une analyse volontairement réduite des relations entre la pression de chasse et l'évolution des densités d'un printemps à l'autre.

Dans cet article, nous nous sommes volontairement limités à une description des données les plus récentes (1995-2017) du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC, sans entrer dans des analyses statistiques élaborées. Nous avons fait ce choix car l'interprétation des relations entre les variables examinées peut rapidement devenir délicate, pour différentes raisons :

- la pression de chasse est calculée à partir des bilans démographiques réalisés localement et annuellement sur le terrain, en tenant compte de valeurs moyennes de survie, ce qui peut induire des approximations (*encadré 1*) ;
- l'approche est corrélative, donc non expérimentale (nous ne comparons pas des populations chassées et non chassés, toutes choses égales par ailleurs), ce qui ne permet pas formellement de tirer des conclusions de cause à effet ;
- les relations examinées sont susceptibles de contenir des mécanismes de densité-dépendance influençant la survie hivernale et/ou la dispersion. Ces phénomènes restent peu identifiés et quantifiés chez cette espèce, ainsi que les contextes associés de densité et de milieu.

Dans ces circonstances, nous avons préféré rester prudents et reporter une série de cas concrets dans une gamme restreinte de densités et de succès de la reproduction.

▼ *Fermer la chasse pour préserver le capital reproducteur, ou bien la maintenir avec des restrictions pour entretenir la motivation à gérer l'espèce ? Telle est la question qui taraude les chasseurs suite à une mauvaise reproduction…*



(modification de la case densité « < 5 couples/100 ha » / « indice reproducteur ≥ 4 jeunes/poule d'été » : 0,2 perdrix/couple de printemps, soit une pression de chasse maximale de 5-10 %) ;

• scénario n° 3 : en n'autorisant jamais la chasse l'année suivant une année de mauvaise reproduction (quota = 0 quelles que soient la densité et la reproduction de l'année en cours).

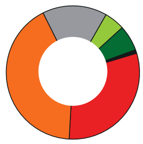
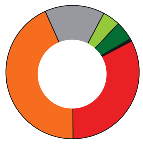
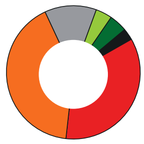
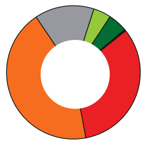
Pour être le plus fidèle possible à la réalité de terrain, nous avons incorporé un coefficient correspondant au taux de réalisation des attributions. Les données collectées dans le cadre du plan de chasse départemental d'un département voisin, le Loir-et-Cher, indiquent un rapport de 30 % pour les années 2000.

Il apparaît que la chasse, selon la grille d'attribution en vigueur, ne modifie que très peu la viabilité de la population (***tableau***). Selon notre modélisation, une population initiale de 5 couples/100 ha est chassée moins d'une année sur cinq. Dans les faits, dans ce département, la perdrix grise n'a été chassée que quatre années depuis 2008 (Reitz & Mayot, ce numéro).

Chasser modérément les populations à faible densité (sans seuil minimal) lorsque la reproduction de l'année est au moins moyenne (≥ 4 jeunes/poule d'été) permet d'augmenter sensiblement le nombre d'années où la chasse est permise. On constate une légère augmentation de la proportion de populations qui disparaissent : 2,8 % contre 0,9 % pour une population non chassée. Cela résulte d'un raccourcissement du temps d'extinction de populations tombées à quelques individus (densité < 0,5 couple/100 ha) et donc très sensibles aux phénomènes de stochasticité démographique. Leur disparition est observée même en l'absence de chasse. Le risque d'extinction d'une population non chassée est en effet de 0,9 % à une échéance de dix ans, 2,5 % à douze ans, 6,3 % à quinze ans, *etc.* Ce risque pourrait être limité en fixant une densité minimale à laquelle la chasse ne serait pas autorisée, en diminuant la pression de chasse, ou encore en fixant un seuil de reproduction plus élevé. Tous ces raffinements n'ont pas été explorés dans le présent travail, mais l'outil développé permet ce type d'analyses.

À l'inverse, fermer la chasse l'année suivant une mauvaise reproduction, quels que soient la densité locale de la population et le succès reproducteur de l'année en cours, apporte un léger bénéfice en termes d'évolution des effectifs et une légère pénalité en termes de proportion d'années où la chasse est ouverte. Ces faibles modifications s'expliquent logiquement, du fait de la grille établie : les densités de printemps chutent après une mauvaise reproduction (*figure 2*), et le quota est déjà fixé à zéro pour les faibles densités[3].

Tableau **Résultats des analyses de viabilité d'une population initiale à faible densité (5 couples/100 ha) à l'horizon de 10 ans selon différentes stratégies de gestion cynégétique.**
Résultats pour le département d'Eure-et-Loir, années 2005-2014, 10 000 répétitions Monte-Carlo (*cf.* Godin & Bro, ce numéro).

	Sans chasse	Scénario n° 1	Scénario n° 2	Scénario n° 3
Taux de croissance moyen de la population	0.893 *	0,888 *	0,872 *	0,889 *
Pourcentage d'années avec chasse	-	17,5 %	32 %	15,7 %
Densité moyenne (nombre couples/100 ha)	3,1	2,7	2,6	2,7
Probabilité du taux de croissance de la population à l'horizon de dix années ■ Disparition ■]-100 % : -80 %] ■]-80 % : -30 %] ■]-30 % : +30 %[■ [30 % : 80 % [■ ≥ 80 %				



▲ *D'après le modèle utilisé dans cette étude, couplé aux observations de terrain, exercer une pression de chasse légère sur des populations dont la densité est faible n'obère pas leur viabilité lorsque le succès de reproduction est au moins moyen.*

[3] Grille d'attribution en vigueur

Succès reproducteur	Densité (nombre couples/100ha)				
(nombre jeunes/poule)	< 5	[5 - 10[	[10 - 20[	[20 - 40[	≥ 40
< 2,5	0	0	0	0	0
[2,5 - 3[	0	0	0	0,1/couple	0,2/couple
[3 - 3,5[	0	2/100 ha	0,2/couple	0,3/couple	0,5/couple
[3,5 - 4[	0	2/100 ha	0,3/couple	0,5/couple	0,75/couple
≥ 4	0	2/100 ha	0,4/couple	0,75/couple	1/couple

Un outil d'aide à la décision

Attention, ces résultats sont valables sous une triple condition : (1) dans le contexte de cette grille d'attribution, (2) pour les valeurs de survie et de reproduction enregistrées en Eure-et-Loir les années concernées, et (3) sous les hypothèses du modèle (*cf.* Godin & Bro, ce numéro). Il n'est donc pas autorisé de les extrapoler ! En revanche, le modèle peut être adapté, sous réserve de disposer des données requises. En outre, les chiffres n'ont qu'un intérêt relatif en tant que tels. Ce sont les différences de résultats entre les scénarios qui présentent un intérêt. Ceci parce qu'un modèle n'apporte pas une vérité absolue, mais constitue une aide à la décision. C'est donc un outil précieux qui permet de tester rapidement de nombreuses hypothèses et scénarios, sans nécessiter de moyens financiers ou logistiques particuliers. Il reste néanmoins un outil et une aide : ce n'est pas le modèle qui décide *in fine* !

Une convergence entre observations de terrain et sorties du modèle

Néanmoins, les résultats apportés par le modèle (***tableau***) et les observations de terrain (***figure 3***) convergent à conclure qu'une pression de chasse faible ne constitue pas une menace supplémentaire majeure pour des populations à faible densité (sans être au seuil de l'extinction), même les années de mauvaise reproduction, pour peu que la gestion cynégétique soit quantitativement adaptée aux potentialités démographiques de la population locale.



▲ *Le recours aux lâchers de perdrix d'élevage peut être tentant pour compenser les difficultés de développement des populations sauvages. Mais gare aux effets contre-productifs si les prélèvements ne sont pas encadrés rigoureusement…*

Deux options, s'adapter ou apporter un complément

Il n'en demeure pas moins qu'une population en situation de faible densité et/ou de mauvaise reproduction ne peut offrir qu'un tableau de chasse nécessairement réduit. Là où cette situation existe, ce qui n'est pas le cas partout (Reitz & Mayot, ce numéro), deux options s'offrent alors aux responsables cynégétiques et aux chasseurs : s'adapter aux potentialités, éventuellement en ne chassant véritablement la perdrix grise qu'une fois tous les 3-4 ans lors des années de bonne reproduction ; ou évoluer vers un apport de gibier d'élevage pour compléter la reproduction naturelle (Niot & Nouailles, 2009). Cette seconde option a l'avantage d'offrir à chaque chasseur la possibilité de prélever au moins un oiseau ; mais elle habitue aussi les chasseurs à réaliser des tableaux réguliers – et parfois élevés – sans les encourager à gérer les territoires. Le retour d'expérience du terrain montre que la gestion des populations dites mixtes est une pratique souvent mise en place pour être temporaire, mais qu'après quelques années, elle devient une routine (Bro & Mayot, 2006). En outre, cette pratique peut participer à la diminution des populations sauvages, si les prélèvements ne sont pas rigoureusement encadrés (Mauvy *et al.*, 1992). Un travail est en cours pour préciser ce point.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des personnes participant au suivi des populations de perdrix grise : fédérations des chasseurs, chasseurs, agriculteurs et autres bénévoles, services départementaux de l'ONCFS. Cet article a été relu par Jean-Pierre Arnauduc (FNC) et Bruno Lenfant (FDC 28).

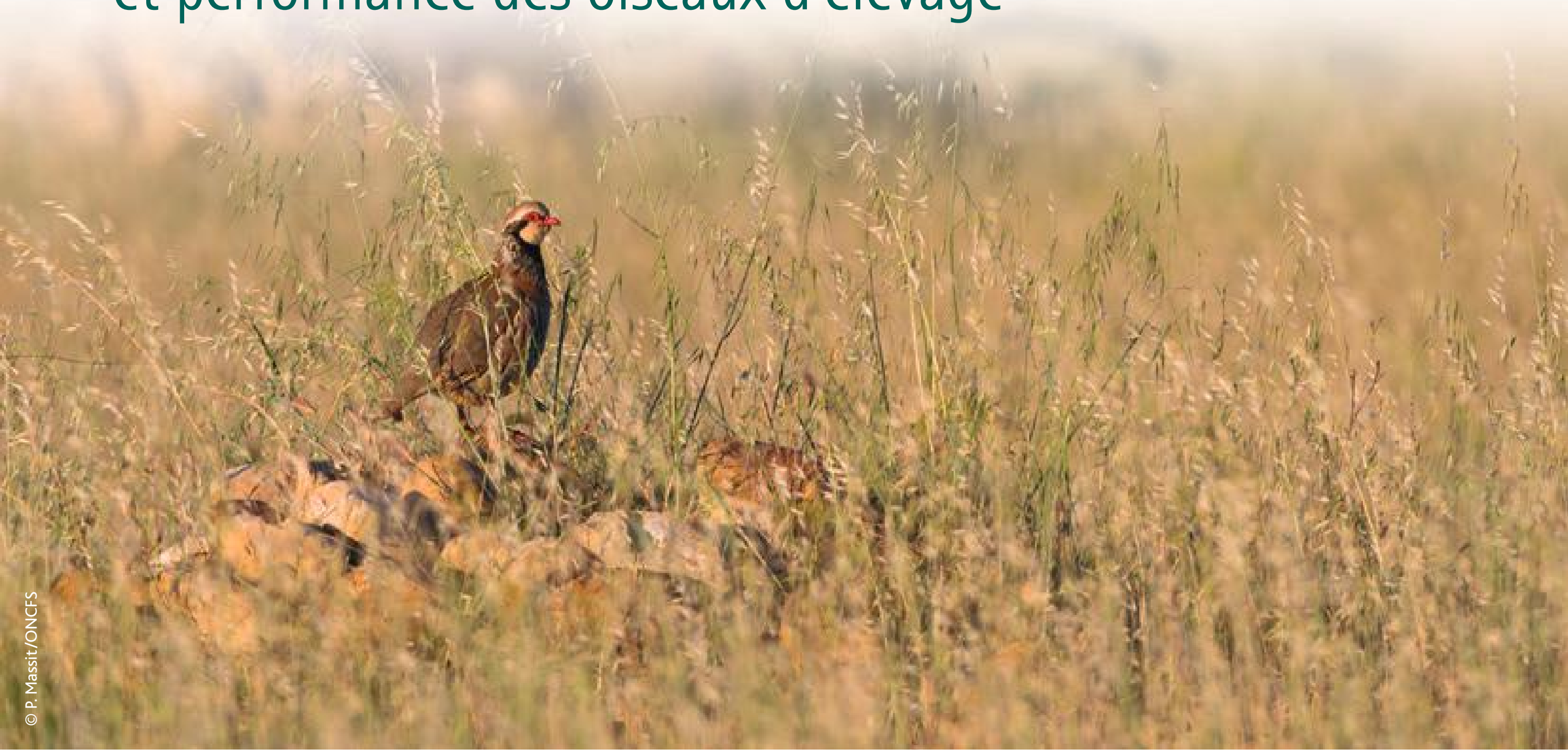
Bibliographie

- Aebischer, N.J. 1991. Sustainable yields: game birds as a harvesting resource. *Gibier Faune Sauvage* 8: 335-351.
- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 – résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- Birkan, M. & Jacob, M. 1988. *La perdrix grise*. Hatier, Paris. 284 p.
- Bro, E. & Mayot, P. 2006. Opérations de reconstitution des populations de perdrix grises et de perdrix rouges en France. Bilan quantitatif et acquis techniques. *Faune sauvage* n° 274 : 6-24.
- Bro, E., Mayot, P., Corda, E. & Reitz, F. 2004. Impact of habitat management on grey partridge population dynamics on cereal ecosystems in France: assessing a wildlife cover scheme using a multi–site B.A.C.I. experiment. *Journal of Applied Ecology* 41: 846-857.
- Bro, E., Crosnier, A., Reitz, F. & Landry, P. 2012. La situation de la perdrix grise en France : état des lieux en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 19-24.
- Bro, E, Millot, F., Delorme, R., Polvé, C., Mangin, E., Godard, A., Tardif, F., Gouache, C., Sion, I., Brault, X., Durlin, D., Gest, D., Moret, T. & Tabourel, R. 2013. PeGASE, bilan synthétique d'une étude perdrix grise « population–environnement ». *Faune sauvage* n° 298 : 17-48.
- Bro, E., Santin-Janin, H. & Reitz, F. 2015. L'évolution récente des populations gérées de perdrix grise (Perdix perdix) de plaine reflète surtout les variations du succès de la reproduction. *Alauda* n° 83 : 241-246.
- Garrigues, R. 1981. Enquête nationale perdrix grise. *Bull. Mens. ONC* n° 43 : 11-23.
- Lavergne, X. 1981. La mauvaise saison de reproduction de 1981 : un nouveau défi. *Bull. Mens. ONC* n° 53 : 11.
- Mangin, E. 2009. Situation de la perdrix grise en Eure-et-Loir. L'ancien bastion souffre… *Faune sauvage* n° 286 : 37-40.
- Mauvy, B., Lartiges, A., Valery, M. & Péroux, R. 1992. Chasse à la perdrix : comparaison de la vitesse de réalisation du prélèvement entre oiseaux issus d'élevage et oiseaux naturels. *Bull. Mens. ONC* n° 171 : 7-11.
- Mérieau, A. & Bro, E. 2009. Gestion de la perdrix grise dans les Ardennes : 25 ans d'efforts, des densités record. *Faune sauvage* n° 283 : 44-50.
- Mettaye, G. & Bourdais, S. 1991. Le plan de chasse perdrix. Syndicat National des Chasseurs de France, Rixhem. 16 p.
- Meynier, F. 2004. Analyse des relations entre les densités de perdrix grises et les caractéristiques de l'habitat en plaine de grande culture à trois échelles spatiales. Mémoire DEA, Univ. Paris VI. 32 p. + ann.
- Niot, D. & Nouaille, F. 2009. Deux options de gestion des populations de perdrix à faible densité. *Faune sauvage* n° 286 : 28.
- Reitz, F. 2003. La gestion quantitative des perdrix grises en plaine. *Faune sauvage* n° 260 : 14-20.
- Reitz, F. 2010. L'arrêt de la chasse permet-il de restaurer les populations de perdrix grise ? *Lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC* n° 18 : 28-30.
- Reitz, F. 2017. Situation des perdrix dans le centre-nord en 2016. *Lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC* n° 23 : 3-12.
- Reitz, F. & Mayot, P. 1997. Étude nationale perdrix grise : premier bilan. *Bull. Mens. ONC* n° 228 : 4-13.

Faune sauvage N° 317 I 4e trimestre 2017

La **survie** de la **perdrix rouge**

Importance des facteurs environnementaux et performance des oiseaux d'élevage



© P. Massit/ONCFS

Guillaume Souchay[1*], Aurélien Besnard [2], Jean-François Mathon[1**], Jean-Bernard Puchala[1***], Tanguy Le Brun[3], Jean-Christian Favas[1**], Françoise Ponce[1**]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes*, Tour du Valat**, Hyères***.
2 UMR 5175, CEFE-CNRS – Montpellier.
3 Adresse actuelle : Fédération départementale des chasseurs de l'Hérault – Saint-Jean-de-Védas.

Contact : françoise.ponce-boutin@oncfs.gouv.fr

La gestion cynégétique durable a pour objectif d'adapter les prélèvements à l'état des populations pour en assurer la conservation. Pour une espèce sédentaire comme la perdrix rouge, cette gestion est régie par les actions menées à l'échelle locale seulement. Cependant, sa mise en œuvre n'est possible efficacement que si les éléments de la dynamique des populations sont connus. Dans l'objectif de contribuer à améliorer cette connaissance, et grâce à un suivi télémétrique sur trois sites dans le sud de la France, nous avons étudié la survie de la perdrix rouge.

La gestion de la perdrix rouge nécessite de connaître le fonctionnement des populations

La perdrix rouge figure parmi les espèces de gibier les plus chassées en France, avec environ 1,3 million d'individus prélevés selon l'estimation de la dernière enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 (Aubry *et al.*, 2016). L'importance de ces prélèvements, bien qu'incluant les oiseaux lâchés, nécessite la mise en place de mesures de gestion afin de garantir une chasse durable de l'espèce (Ponce-Boutin *et al.*, 2006). Un outil de calcul du prélèvement recommandé a été développé et mis à disposition du grand public sur le site du réseau Perdrix rouge (http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Perdrix-rouge-ru555/Programme-Plan-de-chasse-Perdrix-rouge-ar1569). Ce programme repose sur l'analyse des données renseignées par le gestionnaire d'un territoire : densité d'oiseaux présents au printemps et succès reproducteur en été. Le calcul réalisé prend en compte le nombre d'oiseaux survivants au fur et à mesure des diverses périodes de l'année (saison de chasse, saison de reproduction, intersaisons). Il nécessite donc de connaître précisément les taux de survie associés de l'espèce.

Du suivi télémétrique à l'estimation de la survie

De 2000 à 2006, nous avons équipé environ 300 oiseaux avec des émetteurs sur trois sites du sud de la France : Luberon (84), Pailhès (34) et l'île de Porquerolles (83) – (*encadré 1*). Les sites du Luberon et de Porquerolles n'ont pas connu de chasse durant le suivi, contrairement au site de Pailhès. Sur ce dernier, des lâchers de perdrix ont eu lieu, permettant d'équiper aussi des oiseaux d'élevage lâchés pour la chasse. Les émetteurs permettent de connaître la localisation plus ou moins précise des oiseaux et de savoir s'ils sont vivants ou morts. Le suivi de ces individus, ainsi que la détermination de la cause de leur mort le cas échéant (naturelle vs chasse), nous ont permis d'estimer des taux de survie en fonction des différents facteurs de variation (*encadré 2*).

Taux de survie et facteurs de variation

Taux annuel de survie et effet site

La survie annuelle des oiseaux sauvages nous est apparue différente entre les sites, avec une forte valeur pour celui de Porquerolles (74 ± 2 % – ***tableau***). Son caractère insulaire, avec un nombre très faible de prédateurs terrestres, explique vraisemblablement que le taux de survie y soit élevé. Malgré des contextes anthropiques et des habitats très différents, la survie annuelle est similaire dans le Luberon (29 ± 6 %) et à Pailhès (27 ± 6 %). La grande différence entre ces deux sites réside dans la présence d'une activité de chasse sur le site de Pailhès. Or, la gestion cynégétique est un facteur pouvant avoir un effet important sur la survie, en fonction du lien entre chasse et taux de survie (Cooch *et al.*, 2014). L'absence de différence entre Lubéron et Pailhès sur ce dernier point semble donc suggérer une compensation de la mortalité due à la chasse. Néanmoins, la question de la compensation entre mortalité par la chasse et mortalité naturelle est toujours ouverte et doit être étudiée chez la perdrix rouge (Sandercock *et al.*, 2011).

Une survie qui varie selon la saison…

Le taux de survie fluctue naturellement au cours du temps et peut être différent entre les saisons au cours d'une même année. Ces différences s'expliquent souvent par des conditions climatiques différentes au cours du temps et par le cycle biologique de l'individu. Par exemple, la période de reproduction est souvent une saison de faible survie, la ponte et l'élevage des jeunes pouvant rendre les individus plus vulnérables à la prédation.

On observe ce phénomène seulement dans le Luberon : la survie mensuelle y est de 84 ± 3 % lors de la saison de reproduction (avril – août), et de 95 ± 2 % en dehors.

À Pailhès, cette saisonnalité de la mortalité naturelle n'a pas été mise en évidence malgré la présence de prédateurs sur le site. Un plus fort contrôle de ces derniers, ou des habitats plus favorables à leur évitement, ont sans doute permis d'avoir une mortalité naturelle plus constante au cours de l'année.

… et les individus

L'âge et le sexe de l'individu peuvent entrainer une différence de survie.

Dans cette étude, à Pailhès, les jeunes ont une survie jusqu'au printemps suivant (17 ± 7 %) presque deux fois plus faible que les adultes (35 ± 2 %) . Cette différence s'explique à la fois par une mortalité naturelle et par la chasse plus importante (***figure***). Les jeunes de l'année ont classiquement un taux de survie plus faible que les adultes, parfois lié à leur inexpérience pour se nourrir seul ou éviter les prédateurs.

De manière plus étonnante chez la perdrix rouge, les femelles de Pailhès semblent connaître une mortalité deux fois plus importante par la chasse (33 ± 12 %) que les mâles (14 ± 5 %). Les jeunes femelles ont ainsi un taux de survie jusqu'au printemps suivant de 11 ± 7 %, soit moitié moins que celui des jeunes mâles (23 ± 8 %) dans cette zone chassée. De même, chez les adultes, le taux de survie annuelle des femelles est de 17 ± 9 %, comparé à 36 ± 7 % pour les mâles (***tableau***).

Encadré 1 • Description et localisation des sites d'étude : Luberon (LU – 84), Pailhès (PA – 34) et Porquerolles (PO – 83).





Luberon (Ménerbes) : colline méditerranéenne, faible activité agricole et faibles densités de perdrix rouge (3 couples/100 ha en moyenne).

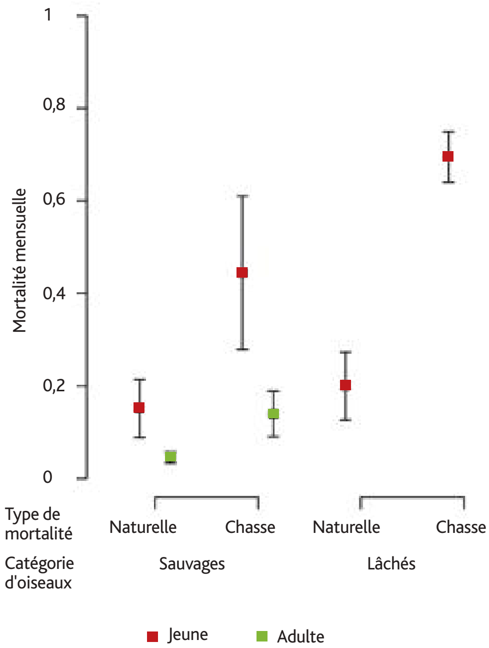


Pailhès : commune viticole à forte déprise agricole avec de fortes densités de perdrix rouge (20 couples/100 ha en moyenne).



Porquerolles : habitats agricoles diversifiés, entrecoupés de pinèdes avec de bonnes densités de perdrix rouge (10 couples/100 ha en moyenne).

Figure Taux mensuel de mortalité naturelle et par la chasse (en %) des perdrix rouges à Pailhès (34) en fonction de l'origine et de l'âge.



Performance des oiseaux d'élevage

Sur le site de Pailhès, nous avons pu suivre le devenir des individus relâchés (exclusivement des jeunes de l'année). Le taux mensuel de mortalité naturelle est proche de celui des oiseaux sauvages du même âge, mais les oiseaux lâchés ont une mortalité mensuelle liée à la chasse deux fois plus importante que leurs congénères sauvages (***figure***). Une différence de mortalité par la chasse entre les sexes est également montrée ; mais contrairement aux perdrix sauvages, ce sont les mâles lâchés qui meurent le plus. La survie jusqu'au printemps suivant de ces oiseaux est presque nulle (< 5 %) – (***tableau***). De ce fait, peu de perdrix lâchées atteignent l'âge d'un an, et nous n'avons pas pu estimer un taux de survie adulte pour ces oiseaux. Une cause de cette faible performance en termes de survie est notamment liée au comportement de fuite déficient chez les oiseaux issus de lâcher (Bro & Mayot, 2006 ; Perez *et al.*, 2010).

Implications pour la gestion des populations

Réviser le paramétrage du plan de chasse

Notre étude montre que le taux de survie annuel moyen est de l'ordre de 30 % en moyenne, mais qu'il peut y avoir des disparités en fonction des caractéristiques



◀ *Perdrix rouge sauvage, capturée et équipée d'un émetteur.*

Tableau Estimation du taux de survie annuel des perdrix rouges radio-équipées par site, âge, origine et sexe.

Site (Nombre individus équipés)	Origine	Âge	Sexe	Taux de survie estimé ± erreur-type (en %)
Luberon (46)	Sauvage	Tous	Tous	29 ± 6
Porquerolles (95)	Sauvage	Tous	Tous	74 ± 2
Pailhès (128)	Sauvage (56)	Jeune de l'année*	Femelle	11 ± 7
			Mâle	23 ± 8
		Adulte	Femelle	17 ± 9
			Mâle	36 ± 7
	Lâché (72)	Jeune de l'année*	Femelle	2 ± 1
			Mâle	< 1
		Adulte	Femelle	-
			Mâle	-

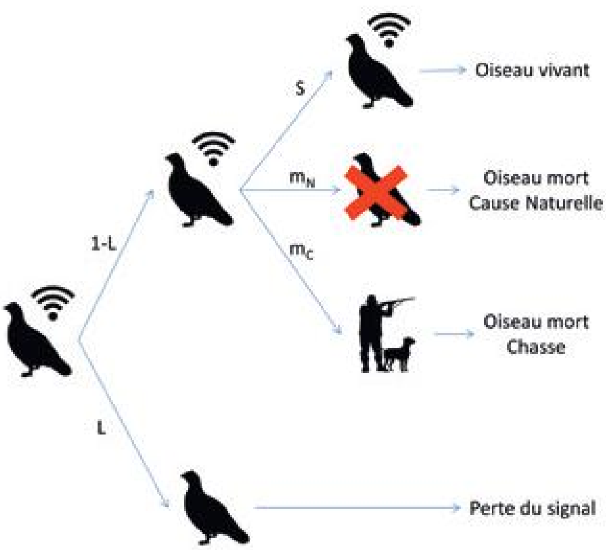
* La « survie annuelle » des jeunes de l'année correspond en fait à la survie entre la fin du mois d'août et le printemps suivant.

▶ Encadré 2 • Estimation des taux de survie

Télémétrie
Nous avons équipé 197 perdrix rouges sauvages sur l'ensemble des trois sites et 72 perdrix issues de lâcher sur le site de Pailhès, sur la durée totale de l'étude. Les oiseaux étaient suivis au moins deux fois par semaine durant la période de reproduction (avril à septembre), et une fois par semaine le reste de l'année.
Quand un oiseau était enregistré comme mort, la cause était recherchée. Dans un souci de simplicité, nous avons simplement différencié la mortalité de cause naturelle (prédation, maladie…) de la mortalité par la chasse. Les données de télémétrie ont été regroupées à l'échelle mensuelle, afin d'estimer des taux de survie mensuels.

Modèle de capture-marquage-recapture
Nous avons utilisé un modèle de capture-marquage-recapture pour estimer le taux de perte de signal et les taux associés à chaque cause de mortalité.
La prise en compte du taux de perte de signal (L) dans le devenir de l'individu permet d'estimer sans biais le taux de survie pour les oiseaux vivants mais dont le signal aurait été perdu. Il est possible de comprendre le fonctionnement du modèle à l'aide de la figure ci-dessous, qui représente les différents devenirs possible de chaque oiseau marqué/suivi.
Grâce à l'histoire de tous les individus suivis, nous avons pu estimer le taux de survie mensuel tel que :
$S = 1 - m_N - m_C$. Avec S = taux de survie ; m_N = taux de mortalité naturelle ; m_C = taux de mortalité par la chasse.

Nous avons découpé l'année en trois saisons à partir du mois d'avril : reproduction (avril à août), chasse (septembre à novembre) et hiver (décembre à mars). Tous les paramètres sont estimés à l'échelle du mois. Puis nous avons multiplié les différents taux pour calculer des taux de survie saisonniers et annuels. Pour les jeunes de l'année, nous avons calculé une survie jusqu'au premier printemps plutôt qu'une survie annuelle, car ces individus ont été capturés et marqués jusqu'au mois d'août.



d'habitat et du type de gestion. Cela devra donc être intégré dans les outils de gestion et en particulier le calcul du plan de chasse, lequel prévoit actuellement une survie annuelle proche de 50 %.

Importance de l'effet sexe

Nous avons trouvé une différence importante de vulnérabilité à la chasse défavorisant les femelles. Considérant l'absence de dimorphisme sexuel chez cette espèce, le comportement (usage différentiel de l'habitat, comportement de fuite, grégarité…) lors de la saison de chasse semble être la cause la plus vraisemblable. Cependant, nous n'avons pas d'élément à l'heure actuelle permettant de cibler un comportement en particulier.

L'absence de différence du taux de mortalité naturelle entre les sexes suggère qu'un biais du sex-ratio peut exister dès la fin de la saison de chasse, et se poursuivre jusqu'à la saison de reproduction. Considérant que les recensements se basent sur les mâles chanteurs et que la densité au printemps, avec un rapport des sexes considéré comme équilibré, est utilisée pour les plans de chasse, il est nécessaire de poursuivre l'étude pour vérifier l'existence, ou non, d'un tel biais et en connaitre les conséquences sur les modèles démographiques utilisés actuellement.

Intérêt des lâchers

Bien qu'ayant un taux de mortalité naturelle similaire aux individus sauvages, les oiseaux issus de lâcher ont une plus grande vulnérabilité à la chasse. Leur taux de survie à la saison de chasse est inférieur à 5 %. Or, il s'agit souvent de la saison suivant leur introduction dans le milieu sauvage. L'intérêt de lâchers suivis par une saison de chasse semble donc être très limité si le/un but est l'accroissement de la population (Mauvy *et al.*, 1992). De plus, considérant leur possible impact sur les populations sauvages (hybridation et introgression génétique, augmentation de la pression de chasse sur les populations sauvages – Ponce-Boutin *et al.*, 2006 ; Casas *et al.*, 2016), les bénéfices en terme d'individus présents au printemps pourraient être nuls voire même négatifs.



▲ *L'intérêt des lâchers pour concilier chasse et renforcement de population est encore à démontrer.*

Malgré cette faible survie, un nombre significatif d'oiseaux peut encore être présent au printemps si un nombre important d'oiseaux est lâché. Considérant un taux de survie de 3 %, il peut rester une dizaine d'oiseaux si 300 individus sont lâchés à la fin de l'été. Cependant, les performances reproductives de ces oiseaux peuvent être moyennes, voire faibles (Casas *et al.*, 2012). L'intérêt de lâcher pour concilier chasse et renforcement de population est donc encore à démontrer, considérant les conséquences potentielles pour la population sauvage (Mauvy *et al.*, 1992 ; Champagnon *et al.*, 2012).

Remerciements

Cette étude n'aurait pu se faire sans le concours indispensable des partenaires propriétaires ou gestionnaires des sites sur lesquels elle s'est déroulée. Nous remercions particulièrement l'ensemble de l'équipe ONF qui avait en charge la forêt domaniale du Petit Luberon, le Parc national de Port-Cros, ainsi que l'ACCA de Pailhès (et en particulier Daniel Armengol et Guy Roudier), qui ont toujours apporté leur soutien et contribué aux actions sur le terrain. Merci également aux nombreux stagiaires, vacataires et autres collaborateurs qui se sont succédés pour suivre les perdrix, ainsi qu'aux organismes qui ont contribué financièrement à l'achat du matériel de suivi : Parc naturel régional du Luberon, Fédération départementale des chasseurs de l'Hérault, Parc national de Port-Cros, sans oublier le soutien de l'ONCFS. ●

Bibliographie

- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 – Résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- Bro, E. & Mayot, P. 2006. Opérations de reconstitution des populations de perdrix grises et de perdrix rouges en France. Bilan quantitatif et acquis techniques. *Faune sauvage* n° 274 : 6-24.
- Buenestado, F.J., Ferreras, P., Blanco-Aguiar, J.A., Tortosa, F.S. & Villafuerte, R. 2009. Survival and causes of mortality among wild Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in southern Spain: implications for conservation. Ibis 151: 720-730.
- Caizergues, A. & Ellison, L.N. 1997. Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in the French Alps. *Wildlife Biology* 3: 177-186.
- Casas, F., Mougeot, F., Sánchez-Barbudo, I., Dávila, J.A. & Viñuela, J. 2012. Fitness consequences of anthropogenic hybridization in wild red-legged partridge (*Alectoris rufa*, Phasianidae) populations. *Biological Invasions* 14: 295-305.
- Casas, F., Arroyo, B., Viñuela, J., Guzmán, J.L. & Mougeot, F. 2016. Are farm-reared red-legged partridge releases increasing hunting pressure on wild breeding partridges in central Spain? *European Journal of Wildlife Research* 62: 79-84.
- Champagnon, J., Elmberg, J., Guillemain, M., Gauthier-Clerc, M. & Lebreton, J.-D. 2012. Conspecifics can be aliens too: A review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation* 20: 231-241.
- Cooch, E.G., Guillemain, M., Boomer, G., Lebreton, J.-D. & Nichols, J.D. 2014. The effects of harvest on waterfowl populations. *Wildfowl* Special Issue 4: 220-276.
- Donald, P. 2007. Adult sex ratios in wild bird population. *Ibis* 149: 671-692.
- Mauvy, B., Lartiges, A., Valery, M. & Péroux, R. 1992. Chasse à la perdrix : comparaison de la vitesse de réalisation du prélèvement entre oiseaux issus d'élevage et oiseaux naturels. *Bulletin Mensuel ONC* n° 171 : 7-11.
- Pérez, J.A., Alonso, M.E., Prieto, R., Bartolomé, D. & Gaudioso, D.V.R. 2010. Influence of the breeding system on the escape response of red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Poultry Science* 89: 5-12.
- Ponce-Boutin, F., Brun, J.-C., Mathon, J.-F. & Ricci, J.-C. 2006. Proposition pour une gestion durable des populations de perdrix rouges. *Faune sauvage* n° 274 : 48-55.
- Rymešová, D., Šmilauer, P. & Šálek, M. 2012. Sex- and age-biased mortality in wild Grey Partridge *Perdix perdix* populations. *Ibis* 154: 815-824.
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Broseth, H. & Pedersen, H.C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology* 80: 244-258.

Faune sauvage N° 317 | 4e trimestre 2017

Opérations de **repeuplement** et de **renforcement de populations** de **faisan commun** et de **perdrix grise**

Rôle des conservatoires de l'ONCFS et du collectif Perdrix

Élisabeth Bro[1], Laurent Sautereau[1*], Richard Bouteiller[2], Dominique Gest[3], Kévin Le Tohic[4], Vincent Lieury[5], Denis Peltier[6], Cyril Polvé[7], Pierre Mayot[1], Éric Dion[8]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.
** Adresse actuelle : Fédération départementale des chasseurs du Loir-et-Cher.*
[2] Fédération départementale des chasseurs de la Somme.
[3] Fédération départementale des chasseurs de Seine-Maritime.
[4] Fédération départementale des chasseurs de l'Oise.
[5] Centre d'élevage EARL de Pitié – Saint-Pierre-le-Vieux.
[6] Fédération départementale des chasseurs du Loir-et-Cher.
[7] Fédération départementale des chasseurs de l'Eure.
[8] ONCFS, gestion des Domaines – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : elisabeth.bro@oncfs.gouv.fr


© C. Bestel


© C. Bestel

Cet article dresse un panorama des opérations de repeuplement et de renforcement des populations de faisan commun et de perdrix grise de plaine qui ont été réalisées avec des oiseaux de souche sauvage issus des conservatoires de l'ONCFS et du collectif Perdrix. Les objectifs recherchés étaient globalement différents selon les espèces, avec plutôt une volonté d'implantation pour les populations de faisans, de soutien pour les populations de perdrix.

Aux origines

L'idée d'un conservatoire des souches de faisan commun a émergé au cours des années 1990, suite aux résultats des travaux de Pierre Mayot à l'ONCFS. Ce dernier a en effet mis en évidence – *via* des suivis de radiopistage – que les faisans issus de souche sauvage survivaient et se reproduisaient mieux, une fois lâchés en nature, que les faisans issus de certaines souches d'élevage (Mayot *et al.*, 1997 ; Mayot, 2006). Dès lors,

la reproduction en captivité de faisans sauvages a permis d'alimenter de nombreuses opérations d'implantation de l'espèce ou de renforcement de populations (***figure 1***), et a fortement contribué à l'augmentation des populations dites sauvages[1] (Mayot, 2004).

Dans un deuxième temps, devant la plus-value apportée par cette composante « génétique » chez le faisan commun, et bien qu'elle ne soit pas équivalente chez la perdrix grise (Mayot *et al.*, 2012), le concept de conservatoire a été transposé à cette dernière au vu du déclin de ses populations (*cf.* Reitz & Mayot, ce numéro). L'objectif était cette fois d'essayer d'améliorer le taux de réussite des opérations de repeuplement.

Une production d'oiseaux dits « F1 »

Le principe de l'élevage conservatoire est de faire se reproduire en captivité des oiseaux de « souche sauvage » (reproducteurs dits « F0 »). Dans le cas du faisan, il s'agit de reproducteurs capturés en nature durant l'hiver dans des populations sauvages[1] (dans six départements : 13, 28, 41, 56, 62 et 83 – Thémé *et al.*, 2006). En revanche, les perdrix grises sauvages étant particulièrement stressées en captivité et se reproduisant très médiocrement (*cf.* Millot *et al.*, 2012), les reproducteurs sont des oiseaux issus de nids de sauvetage (œufs pondus en nature mais poussins nés en captivité[2]). Dans les deux cas, ce sont leurs descendants (oiseaux de 1re génération, dits « F1 », ou de 2e voire 3e génération, dits « F2 » et « F3 ») qui sont relâchés en nature dans le cadre des opérations d'implantation, de repeuplement ou de renforcement[3] de population. Par rapport à la pratique ancienne de sauvetage des nids – élevage des poussins puis lâcher des jeunes – largement utilisée dans les années 1960-1970 (Aubineau, 1981 ; Fournier, 1981 ; Berger, 1987) lâcher les descendants de reproducteurs « F0 » permet de démultiplier le nombre d'oiseaux disponibles et d'être davantage en adéquation avec la demande et certaines recommandations techniques, comme une quantité suffisante d'oiseaux lâchés (Bro & Mayot, 2006).

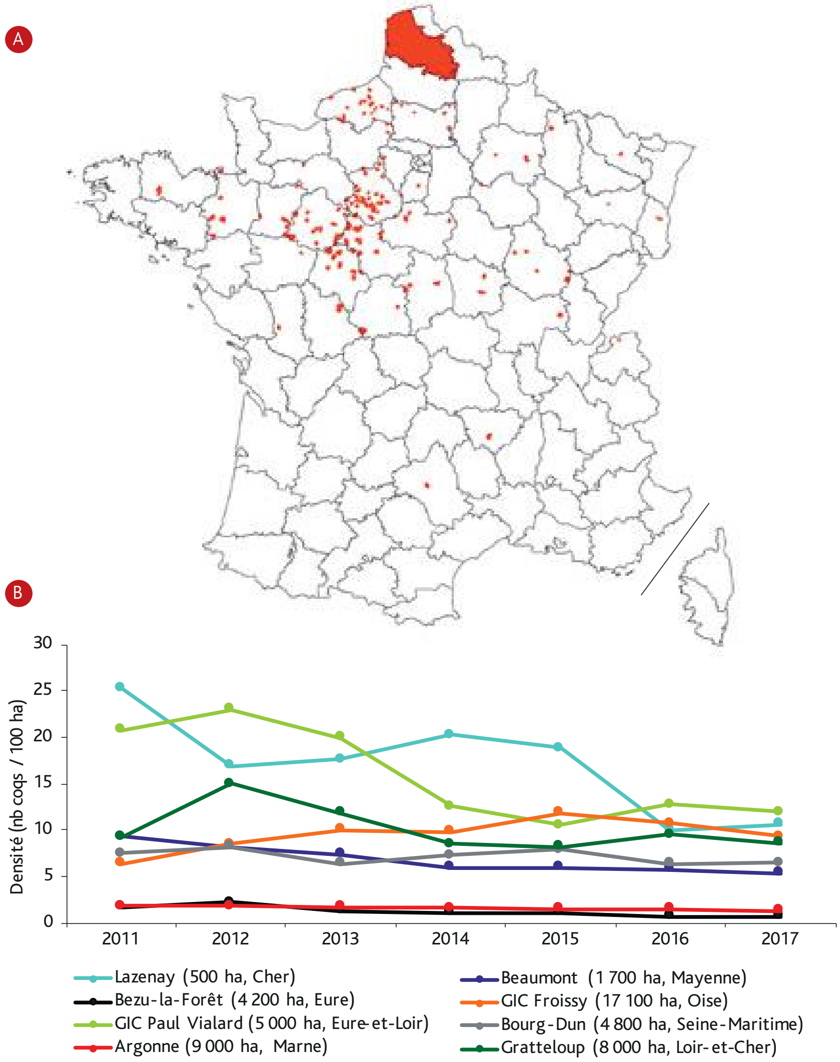


▲ *Faisans communs en volière d'hivernage au conservatoire de l'ONCFS.*

Figure 1 **Localisation des territoires ayant fait l'objet d'une opération de lâcher de faisans communs avec des oiseaux issus du conservatoire entre 2003 et 2017 (A) et exemples de quelques populations sauvages[1] (B).**

Dans le département du Pas-de-Calais, il est considéré que la quasi-totalité des communes ont accueilli des faisans issus du conservatoire, via l'élevage de la FDC 62.

Sources : archives de vente du centre d'élevage des Vindrins (ONCFS), FDC et données du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC.



[1] Populations n'ayant pas fait l'objet de lâchers depuis au moins 5 ans et dont l'effectif est de plus de 50 coqs (définition établie par P. Mayot).

[2] Attention, ne pas chercher de nids activement, cela pourrait entraîner des abandons ! Si un nid abandonné est découvert dans un département ayant un programme de sauvetage des nids, prévenir la fédération départementale des chasseurs concernée qui viendra le chercher ou donnera les recommandations adéquates. En effet, le sauvetage des œufs d'un nid est une opération délicate qui demande quelques précautions pour être réussie.

[3] Contrairement au renforcement de population, le repeuplement est défini comme une opération de lâcher accompagnée par une fermeture temporaire de la chasse.



Des conditions d'élevage semi-extensives

Afin d'atteindre le double-objectif de qualité et de quantité, le mode d'élevage est semi-extensif, les oiseaux étant maintenus en volières enherbées autant que possible (pour davantage de détails, *cf.* Millot *et al.* (2012) pour la perdrix grise et Thémé *et al.* (2006) pour le faisan commun). Les œufs sont ramassés quotidiennement et incubés artificiellement. Les jeunes sont élevés en lots, d'abord en cabane chauffée puis dans des parcours enherbés évolutifs (c'est-à-dire qui sont agrandis au fur et à mesure que les oiseaux grandissent).

Une charte pour encadrer les opérations

Le coût en moyens humains et logistiques de l'approvisionnement en reproducteurs (Thémé *et al.*, 2006 ; Vannesson *et al.*, ce numéro), ainsi que les conditions d'élevage des jeunes en font des oiseaux de grande valeur. Aussi sont-ils réservés à alimenter des opérations encadrées par une convention, laquelle est établie entre les responsables cynégétiques des territoires de chasse concernés et leur fédération départementale des chasseurs (FDC). Cette convention précise les territoires éligibles (par exemple, concernant les densités maximales des populations sauvages), ainsi que le suivi des populations à réaliser (comptages de printemps, évaluation du succès de la reproduction, prélèvements par la chasse), les modalités de gestion cynégétique des populations (arrêt temporaire de la chasse, quota, *etc.*) et de gestion des territoires (aménagement de l'habitat, limitation des prédateurs, *etc.*) ; ceci afin de maximiser les chances de réussite de l'opération.

Faisan commun : une des clefs du succès pour une implantation réussie

Les archives de vente du centre d'élevage des Vindrins de l'ONCFS attestent de lâchers de faisans du conservatoire dans de nombreux départements ; 127 territoires ont été concernés entre 2003 et 2017 (*figure 1*). La majorité de ces opérations a eu lieu dans la moitié nord de la France, et plus particulièrement dans trois secteurs géographiques. La région Centre – Val-de-Loire recense à elle seule 43 % des opérations, sur une surface d'environ 265 000 ha. De nombreuses opérations ont également eu lieu dans le département de Seine-Maritime (17 opérations sur une surface d'environ 105 000 ha). En ce qui concerne le département du Pas-de-Calais, les lâchers de faisandeaux F2/F3 produits dans le cadre de l'élevage de la FDC, à partir de faisans F1 du conservatoire de l'ONCFS, ont probablement concerné la quasi-majorité des communes depuis le début des années 2000.

Quelques opérations de lâcher de faisans sont anciennes ; c'est le cas par exemple de la belle population sur le GIC de la Folie en Eure-et-Loir, qui date de la première moitié du XXe siècle. Cependant, la majorité des populations actuelles gérées (*cf.* Mayot, 2004) – dont l'effectif a été estimé à environ 200 000 coqs en 2008 (Mayot & Crosnier, 2012) – sont issues d'opérations récentes avec des faisans du conservatoire (*figure 1*). Les données de comptages disponibles pour les 127 territoires recensés font état d'une densité actuelle moyenne de 7,3 coqs/100 ha au début du printemps, variant entre 0,3 et un peu plus de 20 coqs/100 ha – sachant que les densités dans les refuges hivernaux peuvent être multipliées par 4 ou 5, voire plus !

Perdrix grise : un coup de pouce pour aider des populations en difficulté

Le collectif « Ensemble, conservons la perdrix grise »

Plusieurs FDC du nord de la France, s'inquiétant de la baisse importante des effectifs de perdrix grises, ont décidé au printemps 2014 de se regrouper au sein d'un collectif appelé « Ensemble, conservons la perdrix grise » afin de mettre en synergie leurs connaissances, leurs expériences et leurs moyens (***encadré***). Elles se sont engagées dans la pérennisation d'un élevage conservatoire qu'elles alimentent à partir de perdreaux, éclos en captivité, provenant de nids sauvés dans leurs départements sur des territoires n'ayant pas fait l'objet de lâchers depuis au moins quinze ans. Ces oiseaux sont confiés à l'âge de quelques semaines à l'ONCFS qui produit des F1, lesquels sont confiés à leur tour à un éleveur agréé qui produit des F2 et F3 selon une charte de qualité définie dans une convention qui lie cet éleveur au collectif.

La mise en œuvre de cette politique « de compensation » connaît aujourd'hui un regain de vigueur, en réponse aux mauvais succès de la reproduction que connaît l'espèce depuis une dizaine d'années (Reitz & Mayot, ce numéro). Des élevages conservatoires ont également été constitués par d'autres FDC, comme celle du Pas-de-Calais en 2010 – qui a participé à initier les autres conservatoires à l'aide de reproducteurs ou d'œufs – ou de l'Eure-et-Loir en 2014 (opération « nids sauvés, perdrix préservées »).

▶ Encadré • Une page Facebook pour animer les opérations

Parallèlement aux opérations techniques à proprement parler, une page Facebook*, créée et gérée par Nicolas Bestel de la FDC de l'Oise, pouvant être alimentée par l'ensemble des membres et partenaires du collectif Perdrix, appuie le volet communication des FDC impliquées et entretient une dynamique de groupe. Créée à l'origine pour donner en temps réel des nouvelles de la reproduction, puis des opérations en cours, photos et/ou vidéos à l'appui, elle a progressivement évolué et fait également office de forum aujourd'hui. Elle compte près de 4 400 abonnés, principalement de France mais aussi d'Espagne, de Grèce, de Tunisie ou encore du Canada… qui échangent sur les aspects pratiques des lâchers, s'informent mutuellement de l'état de leurs populations, s'encouragent, *etc.*

* https://fr-fr.facebook.com/collectifperdrix/



Une trentaine d'opérations en cours

Les premières opérations de repeuplement, en été 2015, ont concerné cinq territoires, totalisant près de 12 000 hectares sur lesquels 3 250 perdreaux F2 ont été lâchés. Le nombre de territoires bénéficiaires a augmenté les deux années suivantes pour atteindre une trentaine en 2017, représentant une surface cumulée d'environ 60 000 ha et 10 600 perdreaux lâchés au total (***tableau*** et ***figure 2***).

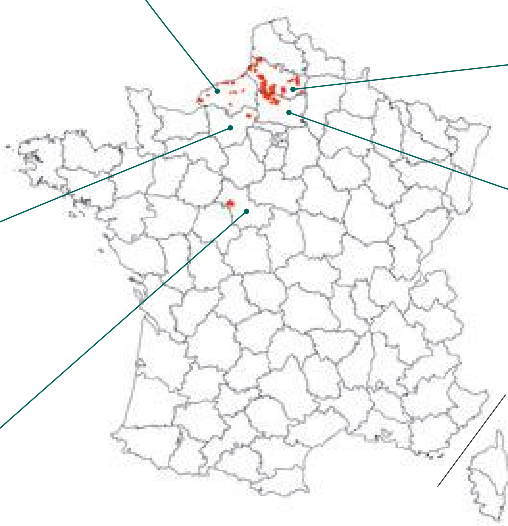
La méthode de lâcher dans le cadre des repeuplements a consisté à acclimater pendant quelques jours des compagnies de

Tableau **Caractéristiques des populations de perdrix qui ont accueilli les lâchers.**
Densité : densité de printemps en nombre de couples/100 ha ; Repro : succès de la reproduction en nombre de jeunes/poule d'été ; Lâchers : nombre total de perdreaux lâchés.

Département	Territoire	2015			2016			2017		
		Densité	Repro	Lâchers	Densité	Repro	Lâchers	Densité	Repro	Lâchers
Somme	12 GIC ou regroupements de communes	~10	4,78	615	1,5 - 20*	0,7 - 3,21*	5892	2 - 10,4*	2,5-6,5	2 060
Oise	GIC Grandvilliers	11**	3,28	1067	13**	0,86	960	7	4,4	1 742
	GIC Froissy	19**	3,9	-	17**	0,9	200	9*	4,2	1 133
Eure	Hacqueville, Farceaux & Boisemont	1,3	-	765	5,22	3	675	6	4,8	750
Seine-Maritime	une vingtaine de territoires	5-12*		800	1 - 20*		2855	1 - 15*		4 904
Loir-et-Cher	GIASC Beauce-Gâtine (secteur repeuplé)	2,8	2,1	-	2,5	0,8	1750	5,8	4,75	2 065

* Selon les cantons/GIC (ou leurs secteurs).
** En moyenne sur le GIC.

Figure 2 **Localisation des opérations de lâcher de perdrix grises avec des oiseaux issus du conservatoire sur la période 2015-2017 et exemple de populations* sur deux territoires.**
* Sur les graphiques, les valeurs indiquées au-dessus des flèches correspondent aux nombres de perdreaux lâchés et les valeurs au niveau de la courbe au succès de la reproduction (en nombre de jeunes/poule d'été). Ces chiffres sont fournis pour contextualiser l'évolution des densités de perdrix d'un printemps à un autre.



En Seine-Maritime

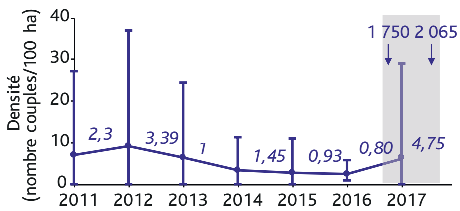
Dans ce département, deux territoires totalisant une surface de 2 500 ha ont accueilli un repeuplement en 2015, avec le lâcher de 800 perdreaux. Le dispositif a ensuite été élargi : une quinzaine de GIC ont bénéficié de renforcements en 2016 et 2017 sur des secteurs où les densités ne dépassent généralement pas quelques couples/100 ha. La densité d'oiseaux lâchés était de l'ordre de 20-35/100 ha.

Dans l'Eure

Le territoire accueillant le repeuplement est situé dans le Vexin normand. D'une surface de 1 800 ha, il s'étend sur trois communes. Les perdreaux ont été lâchés à une densité d'environ 40 oiseaux/100 ha/an. Pour accompagner l'opération, il a été noté une forte mobilisation des différents acteurs de cette zone sur le piégeage (300 renards régulés en trois ans) et l'aménagement du territoire (18 ha de bandes de maïs et de bandes herbacées ont été plantées, ainsi que 7 km de haies).

Dans le Loir-et-Cher

L'opération de repeuplement, qui a concerné une partie du GIASC de Beauce-Gâtine (sept communes situées en Beauce, soit environ 6 600 ha de plaine), a été initiée en 2016 avec le lâcher de 1750 perdreaux, puis de 2 065 en 2017. L'aménagement de l'habitat a consisté en l'implantation de 37 ha de couvert faunistique et la mise en place d'un agrainoir pour 12 ha de SAU. Le plan de chasse de la perdrix grise a été fixé à zéro dans tout le département en 2016, et l'attribution sur le GIASC à zéro en 2017 pour accompagner le repeuplement.

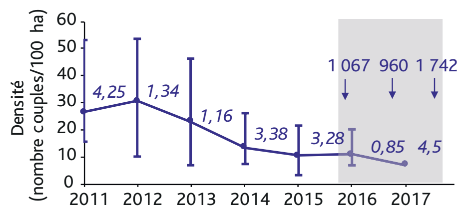


Dans la Somme

Dans la Somme, un repeuplement a eu lieu en 2015 sur 2 000 ha regroupant plusieurs sociétés de chasse du canton de Conty, où les densités ne dépassaient pas 10 couples/100 ha. 615 perdreaux ont été lâchés, soit une densité de 31 oiseaux/100 ha. Le programme a été étendu en 2016 et 2017 sur douze autres GIC ou regroupements de communes totalisant une surface de 37 800 ha. Les perdreaux ont été lâchés à une densité moyenne variant de 4 à 68 individus/100 ha. Sur les 83 communes concernées au fil des trois années de renforcement, la quasi totalité des détenteurs de droits de chasse se sont abstenus de chasser la perdrix grise. La régulation des prédateurs – renard, mustélidés et corvidés principalement – a été accentuée (piégeage, tirs de nuit, tirs d'été).

Dans l'Oise

Dans l'Oise, deux repeuplements ont eu lieu sur le Plateau picard :
- sur le GIC de Grandvilliers, en 2015, les lâchers ont eu lieu sur douze communes regroupant 5 500 ha. La zone de lâcher a été élargie en 2016, puis de nouveau en 2017, pour atteindre 8 500 ha s'étendant sur 21 communes. Il a été lâché 15-20 perdreaux/100 ha/an, en privilégiant les secteurs de densité les plus faibles, accompagné par un programme d'agrainage (un poste pour 8-10 ha) et un renforcement du piégeage (300-400 renards, environ 500 corneilles et 30-40 fouines prélevés par an) ;
- sur le GIC de Froissy, l'opération a débuté en 2016 sur trois communes totalisant environ 1 000 ha, pour s'étendre l'année suivante à douze communes et 5 100 ha. L'environnement technique des lâchers a été similaire à celui de Grandvilliers : densité de 17-22 oiseaux lâchés/100 ha/an ; 1 agrainoir pour 10-15 ha ; prélèvements renforcés de renards (80-90/an), corneilles (50-100/an) et fouines.



15-20 jeunes de 6 à 10 semaines dans des parcs de pré-lâcher. Les lâchers ont été fractionnés en 3 à 4 journées (espacées de quelques semaines) de la mi-juillet jusque début octobre, selon les territoires et les années. La densité d'oiseaux lâchés a varié de 15 à plus de 40 perdreaux/100 ha/an (*figure 2* – deux exemples sont fournis à titre d'illustration).

Une mobilisation des chasseurs

S'il est trop tôt pour conclure quant au bilan technique de ces opérations avec des oiseaux du conservatoire comparé à des oiseaux « classiques », on ne peut que constater leur pouvoir de mobilisation, lié à leur dimension concrète (on agit plutôt que de subir) et collective (le groupe crée une réelle dynamique). La pérennisation de ce succès social dépendra néanmoins des résultats obtenus en ce qui concerne les populations de perdrix à moyen terme (*cf.* Bro & Mayot, 2006).

Ne pas se limiter aux lâchers

Il est maintenant bien établi que les opérations de lâchers permettent, dans la majorité des cas, d'augmenter les densités de reproducteurs par « effet de masse » pendant la période des lâchers et juste après (*cf.* Bro & Mayot, 2006). Néanmoins, pour que cet effet perdure, il est impératif de les accompagner avec des mesures de gestion de la population et de son milieu de vie (ONCFS, 2007), et ce, de façon significative et durable.

Remerciements

Nous adressons nos remerciements aux personnes s'occupant de l'élevage de l'ONCFS aux Vindrins, en particulier A. Thémé, R. Vannesson et T. Audibert, ainsi qu'à l'ensemble des stagiaires ; à toutes les personnes ayant contribué à capturer les faisans et/ou à sauver et faire éclore les œufs de perdrix ; aux autres agents des services techniques des FDC particulièrement impliqués dans les opérations (J. Baudoin, M. Cordellier, D. Guilbert, N. Letay et F. Maurin (FDC 27) ; N. Bestel (FDC 60) ; C. Barre, L. Boucher-Noel, B. Bouju, G. Henry, P. Leboucher et J. Sautreuil (FDC 76) ; G. Beaumont et B. Padot (FDC 80)) ; ainsi qu'aux dirigeants de l'ONCFS et des FDC pour les moyens alloués à cette politique.



Perdrix grises dans un parc de pré-lâcher lors d'une opération de repeuplement.

Bibliographie

- Aubineau, J. 1981. Quelques résultats sur la reproduction de la perdrix grise dans des territoires de Beauce, du Soissonais et de la Marne de 1973 à 1977. *Bulletin Mensuel ONC* n° 44 : 7-9.
- Berger, F. 1987. Sauvetage des œufs de perdrix grises et rouges dans le département de l'Yonne de 1964 à 1985. *Bull. Mens. ONC* n°118 : 20-25.
- Bro, E. & Mayot, P. 2006. Opérations de reconstitution des populations de perdrix grises et de perdrix rouges en France. Bilan quantitatif et acquis techniques. *Faune sauvage* n° 274 : 6-24.
- Fournier, J.-Y. 1981. Données sur les œufs de sauvetage récupérés dans le département de l'Ain entre 1958 et 1975. *Bull. Mens. ONC* n° 43 : 24-33.
- Mayot, P., Sautereau, L., Baron, V., Molins, C., Gavard-Gongallud, N. & Bro, E. 2012. Repeupler avec des perdreaux gris de souche sauvage nés et élevés en captivité serait-il plus efficace ? *Faune sauvage* n° 297 : 4-9.
- Mayot, P. & Crosnier, A. 2012. Le faisan commun en France : statut de l'espèce en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 29-32.
- Mayot, P. 2004. Situation du faisan commun dans la moitié Nord de la France : des progrès remarquables. *Faune sauvage* n° 264 : 11-18.
- Mayot, P., Camus, C. & Lenormand, O. 1997. Adaptation en nature de différentes souches de faisans. *Bull. Mens. ONC* n° 221 : 18-23.
- Mayot, P. & Brouillard, A. 1993. Adaptation en nature de deux souches de faisan commun. *Bull. Mens. ONC* n° 177 : 2-7.
- Mayot, P. & Biadi, F. 1989. Repeuplement en faisans communs (opérations menées en collaboration avec l'Office national de la chasse). *Bull. Mens. ONC* n° 134 : 17-25.
- Mayot, P. 1986. Quelques essais intéressants sur le faisan commun : l'expérience de l'A.C.C.A. de Lancôme et du groupement Beauce-Gatine (Loir-et-Cher). *Bull. Mens. ONC* n° 104 : 7-9.
- Millot, F., Vannesson, R., Thémé, A., Audibert, T., Mayot, P. & Bro, E. 2012. Survie et reproduction de perdrix grises sauvages en captivité. Bilan de trois années à l'élevage conservatoire de l'ONCFS. *Faune sauvage* n° 296 : 10-14.
- ONCFS (éd.). 2007. *La faune sauvage en milieux cultivés. Comment gérer le petit gibier et ses habitats*. 79 p.
- Themé, A., Vannesson, R. & Mayot, P. 2006. Le conservatoire des souches de faisan commun à l'ONCFS. Des oiseaux de qualité pour des opérations de repeuplement. *Faune sauvage* n° 274 : 64-69.



Compagnie de perdreaux issus du conservatoire du collectif Perdrix, adoptée par une perdrix grise sauvage. Photo prise par un piège-photo.

Comment améliorer la **productivité** des **perdrix grises sauvages** en **captivité** ?

Résultats d'un test mené à l'élevage conservatoire de l'ONCFS

Régis Vannesson[1], Thibault Audibert[1], Kévin Deshayes[1], Élisabeth Bro[2]
[1] ONCFS, gestion des Domaines – Saint-Benoist, Auffargis.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.
Contact : regis.vannesson@oncfs.gouv.fr



© R. Vannesson/ONCFS

Dans le cadre du conservatoire de perdrix grises, nous nous sommes réapproprié une technique « traditionnelle » de reproduction de l'espèce en captivité : le libre choix des partenaires lors de la mise en couple. Nous avons réalisé un suivi quantitatif de la ponte, de la fertilité et de l'éclosion des œufs. Bien qu'ils restent à être consolidés, les résultats semblent probants : la productivité est meilleure pour les couples consentants qui disposent d'une volière individuelle enherbée, que pour les couples forcés maintenus en volière ou en parquet de ponte hors sol. Données chiffrées…

Un élevage conservatoire pour renforcer des populations fragilisées

Dans le cadre de son conservatoire de perdrix grises, le centre d'élevage de l'ONCFS (élevage des Vindrins) produit des perdreaux F1 de souche sauvage pour le collectif de fédérations départementales des chasseurs « Ensemble, conservons la perdrix grise ». Ces oiseaux servent à produire les perdreaux de deuxième et troisième génération (dits « F2 » et « F3 ») destinés à alimenter des opérations de lâchers pour renforcer des populations sauvages fragilisées, dans les régions Hauts-de-France, Normandie et Centre – Val-de-Loire[1] (*cf.* Bro *et al.*, ce numéro, p. 53).

Une offre insuffisante en perdreaux du fait d'une productivité limitée

Or, dans la situation actuelle des populations, qui ont souffert de plusieurs années de mauvaise reproduction (*cf.* Reitz & Mayot, ce numéro), les demandes sont nombreuses et l'offre limitée en raison d'une productivité relativement faible. En effet, délicate en nature, la reproduction de la perdrix grise sauvage l'est aussi en captivité. La difficulté à faire se reproduire des individus capturés en nature est bien connue (Buckley, 2012 ; Millot *et al.*, 2012), et notamment lorsque les conditions de ponte sont relativement intensives (couples forcés maintenus en parquets grillagés). La proportion de couples pondant des œufs est alors l'obstacle principal, car elle est souvent de l'ordre de 25-30 % seulement (Beani *et al.*, 1992 ; Millot *et al.*, 2012).

[1] Voir aussi la page Facebook : https://fr-fr.facebook.com/collectifperdrix/

Des reproducteurs issus de nids de sauvetage pour augmenter la productivité

Aussi, afin d'améliorer la productivité, les reproducteurs utilisés pour alimenter le conservatoire sont des oiseaux issus de « nids de sauvetage ». Des pontes abandonnées en nature sont parfois découvertes, incidemment ou par recherche active (par exemple suite à la fauche de prairies, de luzerne ou encore après la récolte de pois de conserve). Les œufs sont collectés, puis mis à incuber sous poule naine ou dans des incubateurs. Maintenus dans les parquets grillagés, ces oiseaux nés et élevés en captivité produisent en moyenne trois à quatre fois plus de poussins d'un jour par couple que des reproducteurs capturés en nature (Millot *et al.*, 2012), avec une moyenne de 8 à 12 poussins/couple (***tableau 1***).

Tableau 1 **Caractéristiques de la reproduction des reproducteurs F0 x F0 issus de nids de sauvetage maintenus en parquet de ponte grillagé (couples forcés) – oiseaux du collectif perdrix.**
Tous âges de perdrix (1 à 4 ans) et exposition (« soleil » *vs* « ombre ») confondus, sachant que les couples les plus exposés au soleil ont une productivité sensiblement plus élevée, ainsi que ceux constitués de poules âgées d'un an.
Les différences entre années peuvent donc être en partie liées à ces facteurs.

	2015	2016	2017
Nombre de couples reproducteurs	57	70	48
Date de ponte du premier œuf	25 avril	24 avril	10 avril
% de poules ayant pondu	67 %	78,6 %	81 %
% de poules ayant pondu ≥ 10 œufs	-	44,3 %	56 %
Nombre d'œufs pondus*	899	861	913
Nombre moyen d'œufs/couple [min – max]	15,8	12,3	19 [0 - 62]
Taux de fertilité moyen	78 %	70 %	69 %
Taux d'éclosabilité moyen	92 %	90 %	88,9 %
% moyen d'œufs pondus ayant donné un poussin d'un jour	71,5 %	62,9 %	61,4 %
Nombre moyen de poussins (d'un jour)/couple reproducteur	**11,3**	**7,7**	**11,7**

* Fin de la collecte des œufs au 30 juin (pour une éclosion au début de la 3e décade de juillet, correspondant aux éclosions tardives observées en nature – même si quelques pontes éclosent aussi en août (Bro *et al.*, 2013).

D'autres améliorations possibles : les couples consentants

Toutefois, cette amélioration reste insuffisante au regard de la demande. Cette distorsion offre/demande nous a amené à nous approprier une technique ancienne permettant aux couples de se constituer librement (*voir ci-dessous*). Le choix du partenaire est en effet l'un des éléments d'une bonne reproduction (Beani *et al.*, 1992 ; Bro, 2016). La technique du libre choix du partenaire, dite aussi méthode *française* (Browne *et al.*, 2009), est une technique traditionnelle qui demande un investissement important en infrastructure (grande volière enherbée connectée à une série de petits enclos en bordure, protégés des prédateurs par des fils électriques et des pièges). Des adultes sont introduits en hiver dans la volière centrale où ils forment des couples librement choisis. Une fois constitués, ils s'isolent d'eux-mêmes dans les petites volières individuelles. Ils y sont alors enfermés pour s'y reproduire.

Un test au conservatoire de l'ONCFS

Pour augmenter notre production de perdreaux, nous avons testé cette technique ; dans un premier temps à petite échelle, à titre expérimental, pour en acquérir la maîtrise. Pour cela, nous avons construit une grande volière centrale de 290 m² s'ouvrant sur 14 petites volières individuelles d'environ 5 m². Chacune d'elle était équipée d'une petite cabane à toit ouvrant, d'un agrainoir, d'un abreuvoir et d'un petit tas de sable. Toutes les volières présentaient un enherbement satisfaisant. Des plastiques occultants tapissaient la partie basse du grillage, sur une hauteur d'un mètre, de sorte que les couples des volières adjacentes ne puissent pas se voir (pour éviter les bagarres).

Le 12 janvier 2017, 16 mâles et 16 femelles ont été réunis dans la volière centrale[2] ; 9 couples se sont alors constitués (le premier le 27 janvier, les autres les semaines suivantes) et se sont isolés dans les petites volières périphériques. Nous avons ainsi pu suivre la reproduction de 9 couples « choisis » de perdrix F1 ; 7 d'entre eux ont été maintenus au sol en volière individuelle, tandis que 2 ont été placés en parquet de ponte grillagé hors sol[3]. À titre de comparaison, nous avons également suivi la reproduction de couples « forcés »[4] maintenus au sol en volière individuelle (7 couples) ou en parquet de ponte grillagé hors sol (14 couples). Les couples forcés ont été constitués le 28 février. Leurs œufs ont été collectés chaque jour et placés en incubation artificielle (voir Millot *et al.* (2012) pour les détails techniques). Ils ont été mirés à 21 jours, puis placés dans l'éclosoir où les poussins ont éclos 3 jours plus tard. Les jeunes ont été élevés en lot, dans une cabane chauffée durant leurs premières semaines de vie, puis dans un parcours enherbé les semaines suivantes.

Des premiers résultats qui semblent très satisfaisants

Une productivité triplée !

Comparativement aux couples forcés, qu'ils soient maintenus dans des parquets de ponte hors-sol ou au sol, les couples choisis ont produit en moyenne sur l'ensemble de la saison trois à cinq fois plus de poussins d'un jour (***tableau 2***). Ce résultat est dû à une amélioration de la reproduction à plusieurs stades : tous les couples ont pondu, le nombre d'œufs pondus a été bien supérieur et la fertilité[5] a également été meilleure. L'éclosabilité (c'est-à-dire le pourcentage d'œufs fertiles éclos) est quant à elle très bonne, autant chez les couples choisis que chez les couples forcés (en moyenne 94 %). La survie des poussins des couples choisis serait également meilleure d'après les travaux de Beani *et al.* (1992) – paramètre qui n'a pas pu être suivi dans le cadre de nos installations.


© E. Bro/ONCFS

▲ ***Le système de parquet grillagé hors sol (photo) est l'installation conventionnelle des élevages de perdrix. Il présente des atouts en termes sanitaire et d'intendance. À l'élevage conservatoire de l'ONCFS, les parquets de ponte sont en plein air, entourés de haies ou de murs pour être à l'abri des vents. Les oiseaux bénéficient du seul éclairage naturel, sans complément artificiel. Pour les protéger du soleil et de la chaleur, un dispositif de toit et de brumisateur a été installé.***

---

2 Mâles et femelles sont gardés séparément dans des grandes volières depuis la fin de l'été jusqu'au milieu de l'hiver.
3 Le coq d'un de ces 2 couples est mort et a été remplacé, le couple étant alors devenu de la catégorie dite « forcée ».
4 En élevage conventionnel, les couples sont constitués de force en proposant un mâle à chaque femelle placée en parquet de ponte (Birkan, 1979 ; Millot *et al.*, 2012). En cas de violences conjugales, les partenaires mal assortis sont séparés et, le cas échéant, réappariés à d'autres oiseaux.
5 Dans cet article, le terme « infertilité » inclut l'infertilité *sensu stricto* (ovule non fécondé) ainsi que la mortalité embryonnaire à un stade précoce.

Une meilleure performance en début de saison de reproduction

Pour ce qui concerne les oiseaux maintenus en volière individuelle enherbée, la productivité des couples sur l'ensemble de la saison a varié de 10 à 52 poussins produits chez les couples choisis, contre 0 à 23 chez les couples forcés. Cette différence sensible réside principalement dans les performances en début de saison, l'écart s'amenuisant au fil du temps. La différence en nombre d'œufs pondus et en fertilité[5] est sensible jusque début juin (*figure 1*). Une baisse importante de la fertilité est observée après la mi-juin, ceci étant particulièrement vrai chez certains couples (*figure 2*).

Poursuivre l'expérimentation pour préciser l'influence de l'âge des reproducteurs

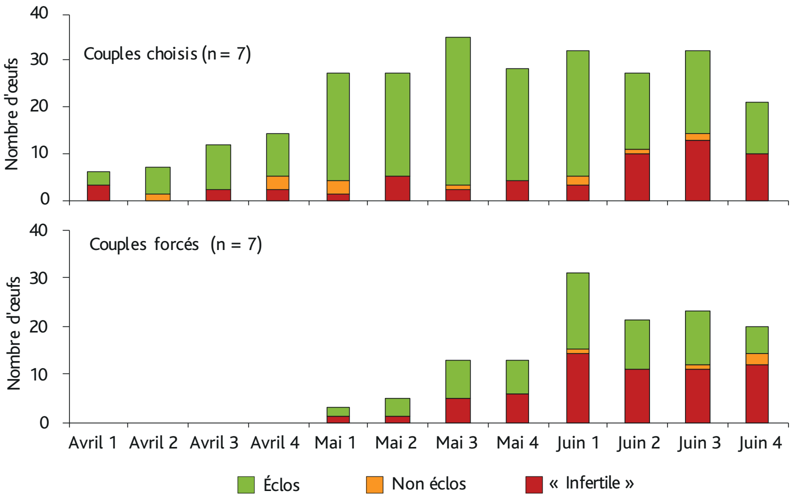
Si, d'un point de vue statistique, la productivité des couples choisis est significativement meilleure en termes de poussins éclos, il reste à préciser davantage la part respective des facteurs « âge » et « mode d'appariement » (couple choisi *vs.* forcé). En effet, nos 7 couples « choisis » étaient composés de 5 couples Poule$_{(1\ an)}$ x Coq$_{(1\ an)}$ et de 2 couples Poule$_{(1\ an)}$ x Coq$_{(\geq 3\ ans)}$. Pour les couples « forcés », les effectifs étaient inverses : 2 couples Poule$_{(1\ an)}$ x Coq$_{(1\ an)}$ et 5 couples Poule$_{(1\ an)}$ x Coq$_{(\geq 3\ ans)}$. Chez les couples de jeunes oiseaux – ceux les plus fréquemment observés en nature –, les couples choisis ont produit entre 10 et 41 poussins, contre 13 et 16 pour les couples forcés. Chez les couples constitués d'un vieux coq, l'écart a été plus marqué (48 et 52 poussins produits chez les couples choisis, contre 0 à 23 chez les couples forcés – *figure 3*). Ces résultats suggèrent bien une tendance à une meilleure productivité chez les couples choisis pour les deux catégories d'âge. Mais les tailles d'échantillon étant faibles, il convient de les consolider ; ceci afin de pouvoir ensuite planifier au mieux les couples forcés en fonction des reproducteurs restants.

Tableau 2 **Caractéristiques de la reproduction de couples F1 x F1 en fonction de différentes modalités de formation des couples et de maintien en captivité.**
Saison de reproduction 2017.

	Parquet de ponte grillagé hors-sol*		Volière individuelle enherbée	
	couple forcé	couple choisi	couple forcé	couple choisi
Nombre de couples reproducteurs	14	1**	7	7
Date de ponte du premier œuf	4 avril	26 mai	4 mai	1er avril
% de poules ayant pondu	57,1 %	-	85,7 %	100 %
% de poules ayant pondu ≥ 10 œufs	42,9 %	-	57,1 %	100 %
Nombre d'œufs pondus***	196	10	131	273
Nombre moyen d'œufs/couple [min – max]	14 [0 - 83]	-	18,7 [0 - 35]	39 [12 - 82]
Taux de fertilité moyen	43,4 %	100 %	52,7 %	79,5 %
Taux d'éclosabilité moyen	98,8 %	90 %	94,2 %	94,5 %
% moyen d'œufs pondus ayant donné un poussin d'un jour	42,9 %	90 %	49,6 %	75,1 %
Nombre moyen de poussins (d'un jour)/ couple reproducteur [min – max]	**6 [0 - 69]**	**9**	**9,3 [0 - 23]**	**29,3 [10 - 52]**

* Même exposition au soleil des parquets, tous âges confondus.
** Sans valeur de représentativité moyenne.
*** Fin de collecte des œufs au 30 juin.

Figure 1 **Chronologie de la ponte (par semaine de début avril à fin juin) et devenir des œufs des couples choisis et forcés maintenus en volières individuelles enherbées.**



▼ *Le libre choix des partenaires a été rendu possible par la construction d'une grande volière s'ouvrant sur une série de petites volières (à gauche), dans lesquelles les couples ont pu s'isoler (à droite).*





Figure 2 Rythme de ponte et devenir des œufs pondus entre le 15 mai et le 30 juin pour un échantillon contrasté de 6 couples.

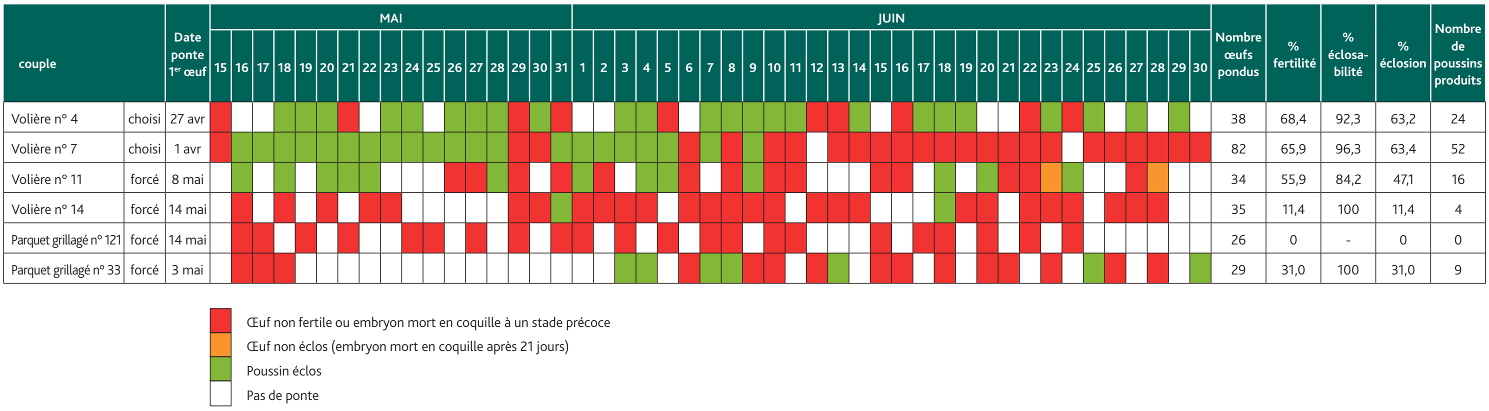
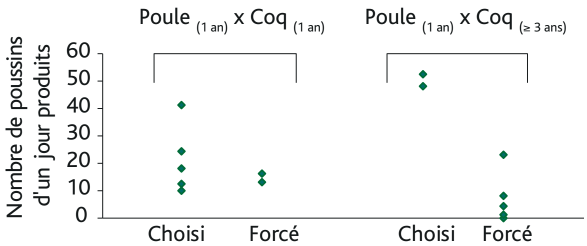


Figure 3 Productivité des 14 couples maintenus au sol dans une volière individuelle en fonction du mode d'appariement et de l'âge des reproducteurs.



En conclusion

Cette technique a montré son intérêt potentiel dès l'année de son essai. Aussi, une extension des installations est en cours pour disposer de deux grandes volières et 52 petites en janvier 2018. Le protocole testé en 2017 sur des perdrix F1 de l'ONCFS sera reconduit pour poursuivre nos tests. Il sera également appliqué à des perdrix F0 du collectif Perdrix pour augmenter la production de reproducteurs F1, afin d'approvisionner l'éleveur agréé en vue de la production de perdrix F2 et F3 pour des opérations de repeuplement ou de renforcement de populations (*cf. Bro et al.*, ce numéro, p. 53). Il restera à surveiller l'état sanitaire des volières individuelles occupées chaque année, pour éviter que ne surviennent des maladies comme la coccidiose (Birkan, 1979 ; Lanz *et al.*, 2012).

Remerciements

Nous adressons nos remerciements à Eric Dion, responsable des domaines à l'ONCFS, qui a alloué les moyens à la réalisation de ce test ; aux agents de l'ONCFS qui ont participé au suivi de la reproduction – Mathilde Petitjean, Romane Forestier (stagiaire 1re STAV) et Florian Millot pour leur aide à l'élevage – ; ainsi qu'à tous les acteurs de la chaîne de collecte des nids de sauvetage dans les départements membres du collectif Perdrix. Nous remercions également François Reitz pour sa relecture.



▲ *Poussins tout juste éclos. Installés dans une boîte de transport garnie de foin, ils sont rapidement transférés dans des cabanons chauffés.*

Bibliographie

- Beani, L., Cervo, R. & Dessi-Fulgheri, F. 1992. Influence of mate choice on reproductive success of captive grey partridge (*Perdix perdix*). *Gibier Faune Sauvage/Game & Wildlife* 9: 729-742.
- Beani, L., Dessi-Fulgheri, F. & Piazza, R. 1985. Contribution to the knowledge of the biology of the grey partridge: philopatry in released birds, reproductive success in captivity and vocalizations. Proceedings of *Common Partridge International Symposium, Poland*, 1985: 225-233.
- Birkan, M. 1979. Perdrix grises et rouges de chasse et d'élevage. La Maison Rustique, Paris. 126 p.
- Browne, S.J., Buner, F. & Aebischer, N.J. 2009. A Review of Gray Partridge Restocking in the UK and its Implications for the UK Biodiversity Action Plan. Pp. 380-390, in: Cederbaum, S.B., Faircloth, B.C., Terhune, T.M., Thompson, J.J. & Carroll, J.P. (eds). *Gamebird 2006: Quail VI and Perdix XII. 31 May - 4 June 2006. Warnell School of Forestry and Natural Resources, Athens, GA, USA*.
- Buckley, K., Kelly, P., Kavanagh, B., O'Gorman, E.C., Carnus, T. & McMahon, B.J. 2012. Every partridge counts, successful techniques used in the captive conservation breeding programme for wild grey partridge in Ireland. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 387-393.
- Havrincourt (d'), G. 1930. Chasse à tir d'aujourd'hui – Beauce, Gâtinais, Puisaye, Sologne, Val de Loire. Imprimerie Teissier, Orléans. 342 p.
- Lanz, M., Michler, S. & Duplain, J. 2012. Projet de conservation de la Perdrix grise *Perdix perdix* dans le canton de Genève. Rapport final de la phase de projet 2007-2012. Station ornithologique suisse, Sempach. 44 p. http://files.biolovision.net/www.gobg.ch/userfiles/Perdrixgrise/Lanz-et-al-2012-Conservation-Perdrix-grise-Genve.pdf
- Millot, F., Vannesson, R., Thémé, A., Audibert, T., Mayot, P. & Bro, E. 2012. Survie et reproduction de perdrix grises sauvages en captivité. Bilan de trois années à l'élevage conservatoire de l'ONCFS. *Faune sauvage* n° 296 : 10-14.

De **l'abondance** à la **pénurie** : sensibilité des **populations** de **lapin de garenne** aux évolutions du milieu et aux **aléas climatiques**



© D. Maillard/ONCFS

Francis Berger, Stéphane Marchandeau
ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes.

Contact : stephane.marchandeau@oncfs.gouv.fr

Durant une dizaine d'années, l'ONCFS a conduit des études sur un territoire en Dordogne qui ont permis un suivi assez fin d'une population de lapin de garenne. Nous avons ainsi enregistré des informations sur l'évolution de la taille de la population, son statut immunitaire, le passage des épidémies, les tableaux de chasse et les évolutions du milieu. Les données recueillies mettent en évidence la difficulté de gérer cette espèce soumise à de nombreuses contraintes.

Les populations de lapin de garenne présentent la caractéristique de pouvoir subir de brutales fluctuations d'abondance, mais peu de ces événements ont pu être décrits finement. Le suivi d'une population pendant près de dix ans nous a permis de documenter un effondrement de population et d'en analyser l'ensemble des causes.

Le suivi a été réalisé sur le territoire de la société de chasse des Trois villages à Aubas (Dordogne). C'est une structure cynégétique de petite taille, qui s'étend sur 477 ha dont 355 ha de bois. L'étude a été conduite sur une zone de 280 ha, qui comprend l'ensemble des surfaces non boisées. Le milieu est typique de cette partie du Périgord où le système agricole dominant est de type polyculture-élevage. Dans les plaines, les cultures dominantes sont le maïs, les céréales à paille, les prairies artificielles et les vergers de noyers à fruit. Un réseau discontinu de haies y subsiste. Les coteaux sont recouverts de forêts et de landes, de prairies naturelles et de quelques parcelles de vigne.

Une population florissante qui s'effondre brutalement

L'évolution de la population a été mesurée à l'aide de comptages nocturnes au phare. Un suivi intensif a été conduit de 2002 à 2010, avec trois comptages par mois réalisés au cours de trois nuits consécutives sur un circuit de 10 km parcouru en voiture. Nous avons retenu deux indices d'abondance pour caractériser l'évolution de la population. La moyenne des trois comptages de janvier fournit un indicateur de l'évolution du nombre de reproducteurs, et la moyenne des trois comptages d'août fournit un indicateur de l'évolution de la population après reproduction et avant chasse.

On constate que la population a connu une forte croissance entre janvier 2002 et janvier 2005, suivie par un fort déclin durant l'année 2005 puis un maintien à un faible niveau jusqu'à la fin du suivi en 2010 (***figure 1***).

Les caprices de la météo et leurs effets sur la myxomatose

Au cours de la période 2002-2004, cette population a fait l'objet d'une étude sur la circulation de la myxomatose (Marchandeau *et al.*, 2014). Des sessions de capture d'une durée de deux semaines ont été organisées toutes les cinq semaines. À chaque capture, une prise de sang était réalisée pour déterminer le statut immunitaire de l'animal – qui renseigne sur son histoire vis-à-vis de la myxomatose (***encadré***) – et un examen était effectué pour détecter tout signe clinique de la maladie. Bien que très peu de lapins aient montré des signes de myxomatose, les données sérologiques ont permis de mettre en évidence une circulation régulière et silencieuse du virus. L'évolution de la proportion d'animaux porteurs d'immunoglobulines de type M (IgM) atteste de la circulation permanente du virus myxomateux dans cette population (***figure 2***). En effet, ces IgM ne sont détectables que sur une période d'un mois post-infection et sont donc des marqueurs d'une infection récente (***encadré***). La conséquence de cette circulation régulière du virus myxomateux est le maintien d'une forte immunité au sein de la population

▼ *Pour suivre l'évolution de la population de lapins à Aubas, un suivi intensif a été réalisé de 2002 à 2010 avec trois comptages nocturnes au phare par mois.*



Figure 1 **Évolution de la population de lapin de garenne suivie à Aubas (Dordogne) entre 2002 et 2010.**

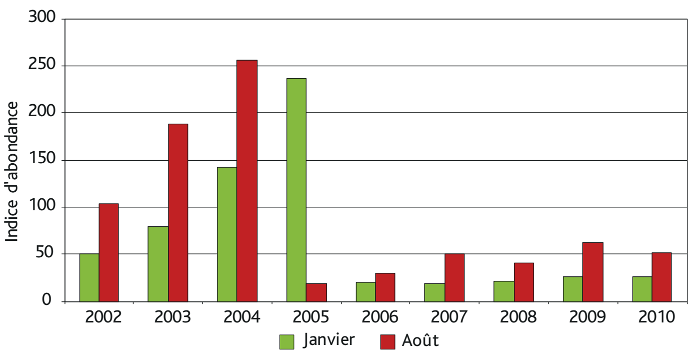
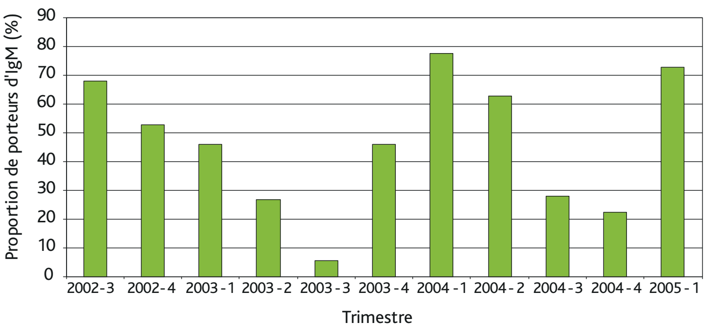


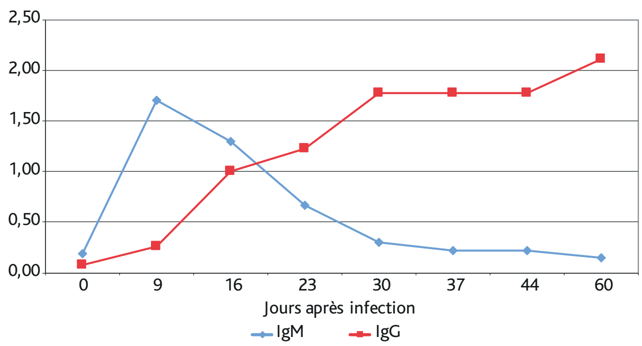
Figure 2 **Évolution de la proportion de lapins de garenne dans la population suivie à Aubas (Dordogne) porteurs d'IgM indiquant une infection récente.**



▶ Encadré • Évolution de la réponse immunitaire humorale

Suite à une infection, la réponse immunitaire peut être étudiée finement en analysant ses différentes composantes. Lors de notre étude, nous avons étudié la cinétique de la réponse immunitaire en dosant deux types d'immunoglobulines. Les IgM apparaissent juste après l'infection et sont détectables pendant environ 30 jours : ce sont des marqueurs d'infection récente. Les IgG persistent plusieurs mois après infection : ce sont des marqueurs du niveau d'immunité.

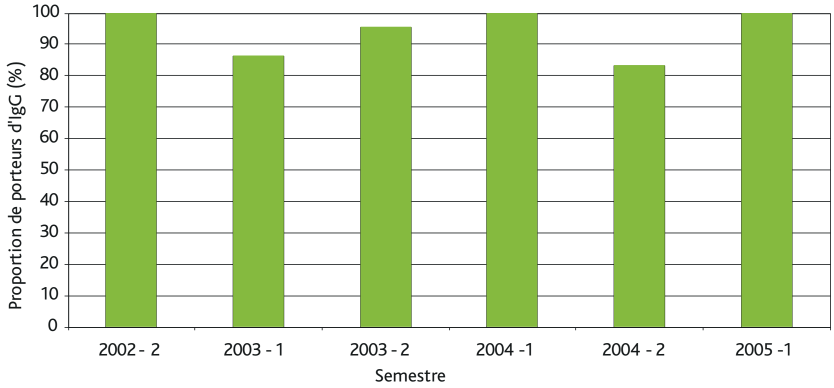
Évolution des niveaux d'IgM et d'IgG après infection
(d'après Kerr, 1997).



(présence d'IgG – ***figure 3***). Lorsqu'ils sont exposés au virus myxomateux, les lapins immunisés ne développent pas de maladie, ou développent une forme asymptomatique ou très atténuée difficile à détecter. C'est ce qui explique que seulement 6,0 % des adultes (8/133) et 1,1 % des jeunes (1/91) capturés montraient des signes cliniques de myxomatose, et que tous montraient des signes de myxomatose atténuée : pour trois des adultes et pour le juvénile, la myxomatose a été notée comme modérée ; pour les cinq autres adultes, elle a été notée en guérison.

L'ensemble de ces données est parfaitement cohérent et témoigne d'un fonctionnement endémique de la myxomatose : le virus circule en permanence et entretient une forte immunité ; la majorité des infections sont asymptomatiques et les cas d'infections avec signes cliniques sont rares. On est dans une situation où la population est à l'abri de toute épidémie grave, sauf accident.

Figure 3 **Évolution du statut immunitaire de la population de lapin de garenne suivie à Aubas (Dordogne).**



Une épidémie aussi forte qu'inattendue en février 2005…

Un accident est pourtant intervenu début 2005, puisqu'une sévère épidémie de myxomatose s'est déclenchée mi-février. Elle était inattendue car nos données semblaient montrer que la population était protégée, et aussi parce que les épidémies de myxomatose se déclenchent généralement en fin d'été ou au début de l'automne. Elle fut sévère puisque, entre mi-février et mi-mars, 130 cadavres de lapins ont été trouvés.

Le déclenchement de cette épidémie a coïncidé avec l'arrivée d'une vague de froid de grande ampleur. Celle-ci s'est étalée de mi-février à mi-mars, avec 10 jours très froids entre le 23 février et le 2 mars et des températures minimales inférieures à - 5 °C, descendant en dessous de - 10 °C les 1er et 2 mars (données station Météo France de Brive). En outre, des chutes de neige se sont produites le 17 février, et le sol est resté recouvert de neige jusqu'au 22 février sur le territoire d'étude.

Différents travaux ont montré que la mise en place et l'entretien d'une réponse immunitaire ont un coût et mobilisent de l'énergie. Chaque individu doit partager l'énergie dont il dispose entre différentes fonctions : reproduction, survie, thermorégulation, immunité… Lorsque l'une de ces fonctions accroît sa demande en énergie, alors celle disponible pour les autres fonctions diminue. Il a ainsi été montré que le stress causé par une exposition à de basses températures peut affecter l'immunité, l'augmentation de l'énergie allouée à la thermorégulation se faisant au détriment de celle allouée au système immunitaire (Svensson *et al.*, 1998 ; Cichoń *et al.*, 2002). Il est donc très probable que les basses températures enregistrées à partir de la mi-février 2005 aient contraint les animaux à mobiliser de l'énergie pour lutter contre les effets du froid, au détriment du maintien de l'immunité. Ainsi, alors que tout indiquait que la population avait acquis un fort niveau de résistance contre la myxomatose, cette vague de froid a ainsi très probablement annihilé cette protection.



▲ *Une vague de froid a été le déclencheur d'un effondrement de la population.*

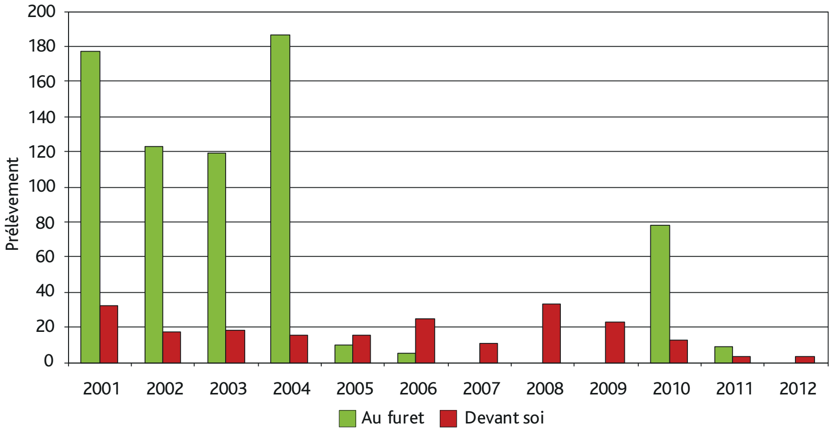
… avec un effet à long terme

Bien que tous les indicateurs dont nous disposions sur l'évolution des effectifs et le statut immunitaire de cette population semblaient montrer qu'elle était solidement installée, cet événement climatique hors norme est venu rompre l'état d'équilibre qui s'était créé. Par la suite, la population n'est jamais parvenue à retrouver le niveau qu'elle avait atteint entre 2002 et 2005.

Plusieurs facteurs sont probablement impliqués dans ce maintien de la population à un faible niveau, et en premier lieu une évolution défavorable du paysage : l'arrachage de ronciers et de 800 mètres de haies a entraîné la destruction de garennes ; la construction de bâtiments agricoles et l'urbanisation ont fait disparaître des milieux favorables en bordure des villages ; l'évolution de l'assolement, avec passage d'un système de polyculture-élevage vers un système de grandes cultures associé à la mise en place d'élevages hors-sol, s'est accompagnée de l'abandon des zones de coteaux laissées en déprise. Toutes ces causes de modification du milieu ont conduit à la disparition de la moitié des garennes présentes avant 2005.

À cette évolution négative du paysage s'est ajoutée une pression de chasse inadaptée au niveau de la population et qui a probablement joué un rôle de facteur aggravant (***figure 4***). Même faibles, les prélèvements réalisés à partir de 2005 ont probablement contribué à maintenir la population à un niveau bas. C'est notamment le cas des prélèvements par furetage, qui perturbent fortement la structure des populations. Nous avons en effet pu analyser les prélèvements réalisés lors de deux furetages réalisés en 2004 et 2010. Un prélèvement total de 50 lapins a été réalisé lors de ces deux opérations, dont 80 % de femelles. Un tel prélèvement a un effet délétère sur la population, qui va largement au-delà du nombre d'animaux prélevés.

Figure 4 Évolution du tableau de chasse du lapin de garenne à Aubas (Dordogne) entre 2001 et 2012.



Un exemple de complexité

L'évolution de cette population de lapin de garenne montre la complexité de la gestion de l'espèce, et plus largement de la petite faune de plaine. Alors que cette population se portait bien, différents événements se sont enchaînés négativement. Le point de départ est une vague de froid qui affaiblit les animaux et permet le déclenchement d'une forte épidémie de myxomatose. Mais se focaliser sur cette épidémie brutale pour expliquer le déclin de la population serait une bien mauvaise analyse, en tout cas très insuffisante. En effet, les bouleversements du paysage qui sont intervenus dans les années suivant cette épidémie ont fortement affecté la qualité du milieu pour le lapin. Ainsi, la moitié des garennes présentes avant 2005 a été détruite entre 2005 et 2010 lors d'arrachages de haies, de ronciers ou lors d'opérations d'urbanisation. Il est donc probable que même sans l'épidémie initiale, cette population aurait quand même subi un fort déclin.

Cette situation est assez exemplaire, car elle illustre l'enchaînement des facteurs qui ont conduit à la forte régression des populations de lapin de garenne depuis les années 1950. L'introduction de la myxomatose les a d'abord fortement affectées. Elles se sont ensuite reconstituées, avant de décliner à nouveau en relation avec l'évolution de la qualité des milieux. Nous disposons d'assez peu de données pour illustrer cette évolution sur le long terme, mais les résultats des enquêtes sur les prélèvements par la chasse à tir sont assez éloquents. Ainsi, entre 1974-1975 et 1983-1984, le prélèvement national a baissé de moitié, alors que la myxomatose était déjà présente en 1974-1975 et que la VHD n'est apparue qu'à la fin des années 1980. Il est donc probable que cette tendance à grande échelle sur cette période soit plus liée à l'évolution de la qualité des milieux qu'à la circulation de la myxomatose, même si localement de sévères épidémies ont pu être enregistrées. Cet effet de la dégradation des habitats différencie l'évolution des populations en Europe et en Australie. En effet, suite à l'introduction de la myxomatose au début des années 1950, les populations se sont reconstituées pour retrouver leur niveau initial en Australie dans les zones d'élevage extensif où les milieux n'ont pas été bouleversés par l'évolution de l'agriculture et l'urbanisation. Cette comparaison apporte un éclairage nouveau sur les rôles respectifs de l'effet de la myxomatose et de l'évolution des habitats sur la santé des populations de lapin de garenne en France.

Conclusion

L'effet de l'évolution des habitats est d'autant plus important qu'il a des conséquences négatives sur le lapin de garenne à trois niveaux. La première est qu'il entraîne une baisse de la capacité d'accueil à grande échelle. La seconde est qu'il s'accompagne aussi d'une fragmentation des habitats favorables, et donc des populations. Or il est établi que la fragmentation des populations de lapins les fragilise : en cas d'accident démographique touchant un noyau de population, la recolonisation du territoire sera d'autant plus difficile que la fragmentation sera forte. Enfin, et c'est probablement l'effet le plus pervers, nos travaux ont montré que la fragmentation des populations accroît l'impact des maladies virales (Fouchet *et al.*, 2007). En perturbant la circulation des virus, la fragmentation des populations est un obstacle à l'entretien d'une forte immunité telle que celle qui a été observée à Aubas avant 2005. Dans une certaine mesure, les maladies profitent de la fragilité des populations pour s'exprimer pleinement. ●

Bibliographie

- Cichoń, M., Chadzińska, M., Ksiażek, A. & Konarzewski, M. 2002. Delayed effects of cold stress on immune response in laboratory mice. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B - Biological Sciences* 269: 1493-1497.
- Fouchet, D., Marchandeau, S., Bahi-Jaber, N. & Pontier, D. 2007. The role of maternal antibodies in the emergence of severe disease as a result of fragmentation. *Journal of The Royal Society Interface* 4: 479-489.
- Kerr, P.J. 1997. An ELISA for epidemiological studies of myxomatosis: persistence of antibodies to myxoma virus in European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Wildlife Research* 24: 53-65.
- Marchandeau, S., Pontier, D., Guitton, J.-S., Letty, J., Fouchet, D., Aubineau, J., Berger, F., Leonard, Y., Roobrouck, A., Gelfi, J., Peralta, B. & Bertagnoli, S. 2014. Early infections by myxoma virus of young rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) protected by maternal antibodies activate their immune system and enhance herd immunity in wild populations. *Veterinary Research* 45: 26.
- Svensson, E., Raberg, L., Koch, C. & Hasselquist, D. 1998. Energetic stress, immunosuppression and the costs of an antibody response. *Functional Ecology* 12: 912-919.

▼ *Avec l'abandon des parcelles sur les coteaux, le milieu perd de sa qualité d'accueil pour la petite faune et contribue à la fragmentation des populations de lapin, ce qui les fragilise.*



Parcellaire et faune sauvage : vers un aménagement foncier agro-écologique ?

François Omnès

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : francois.omnes@oncfs.gouv.fr

Le remembrement agricole a été pendant près de 50 ans un sujet de controverse permanent entre les agriculteurs, les naturalistes et les chasseurs. Support du progrès agricole après-guerre, permettant le développement de la mécanisation et appuyant la spécialisation des exploitations, il a été très tôt accusé de sacrifier sur l'autel de la rentabilité et de la performance les paysages et leurs éléments fixes, la petite faune sauvage et l'identité même de certains territoires. Loin d'avoir disparu, le remembrement, devenu Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental (AFAFE), continue d'évoluer et pourrait devenir un outil de reconquête pour la petite faune et d'appui pour des agricultures plus durables. Explications.



Le contexte des aménagements fonciers

D'ici à une trentaine d'années, si le rythme actuel perdure, le nombre d'agriculteurs pourrait être divisé par deux, et par conséquent la surface de chaque exploitation presque doublée. Le besoin de mettre en œuvre de nouveaux aménagements fonciers est évident, notamment pour regrouper les parcellaires dispersés. Parallèlement, les grands travaux d'infrastructures (lignes à grande vitesse (LGV), liaisons autoroutières, canaux à grand gabarit…) s'accompagnent systématiquement d'un AFAFE (Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental) sur toutes les communes traversées. Depuis les lois des années 1980, ces opérations prennent mieux en compte les enjeux environnementaux lors de l'étude d'impact, et la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC) complète maintenant le dispositif. Toutefois, les paysages agricoles continuent de voir augmenter la surface de leurs îlots culturaux et disparaître chemins et petites infrastructures semi-naturelles.

Des travaux agronomiques, liant pratiques agricoles et faune sauvage, concordent pourtant pour identifier cette course aux grandes parcelles comme une pratique aux effets discutables. Pour la faune sauvage, de nombreux travaux démontrent ses effets négatifs. De longue date, des leviers ont été identifiés pour limiter les effets du remembrement sur la faune sauvage, et plus récemment sur la biodiversité fonctionnelle.

Ces mesures peinent néanmoins à se développer sur le terrain. Elles ne sont pas acceptées par la majorité des agriculteurs, qui les jugent comme un retour en arrière néfaste économiquement. Les références technico-économiques et biodiversité restent insuffisantes pour battre en brèche ce point de vue. Toutefois, le développement d'agricultures plus en lien avec les services rendus par l'agroécosystème et la mise en œuvre du projet agro-écologique et d'ÉcoPhyto changent la donne. Concomitamment, la compensation agricole et la compensation environnementale apparaissent comme des outils qui pourraient supporter la mutation du foncier agricole.

Profitant de ces évolutions, l'ONCFS et ses partenaires comptent s'appuyer sur des projets de réorganisation parcellaire à grande échelle pour étudier et soutenir le développement de ces nouveaux modèles de production agricole, en ménageant une place pour la biodiversité ordinaire et en premier lieu pour la petite faune.

Le remembrement et ses effets

Motivé par la nécessaire amélioration des structures d'exploitation et des conditions de vie des agriculteurs, le remembrement a été entrepris sur près des deux tiers de la surface agricole française entre 1950 et 1995 (Philippe & Polombo, 2009). Il persiste aujourd'hui avec environ 50 000 hectares aménagés annuellement (Bureau du cadastre à la Direction générale des finances publiques), en grande majorité liés aux grandes infrastructures (remembrement dit « article 10 »).

Le remembrement a été mis en cause dès les années 1960 pour ses effets rapides sur les systèmes agricoles et les paysages, ainsi que sur la faune sauvage.



© S. Morin-Pinaud/ONCFS

▲ *Dans les régions bocagères, la destruction des haies et talus du fait du remembrement a entraîné un appauvrissement de la diversité biologique et une banalisation du paysage.*

Dans les régions bocagères (Tourneur & Marchandeau, 1996), les structures ont été rapidement simplifiées par destruction d'un grand nombre de haies et de talus. Ces arasements ont entraîné une diminution de la diversité biologique par la disparition des espèces qui, à un moment ou à un autre de leur cycle de développement, sont liées à ces zones non cultivées – *a fortiori* celles qui, comme les reptiles, ne peuvent vivre que si les talus et les pieds de haie existent. Cette évolution s'est également traduite par le développement d'espèces adaptées aux champs ouverts, aux dépens des oiseaux liés aux bocages.

Dans les régions de grandes cultures, si le remembrement ne s'est pas traduit par la disparition de haies, le plus souvent absentes de ces paysages ouverts, il s'est accompagné d'une diminution vertigineuse du nombre de parcelles et de linéaires de chemins d'exploitation et de lisières entre cultures, comme illustré par la ***figure 1*** ; avec les mêmes conséquences qu'en bocage en termes de diversité biologique.

Même les espèces spécialistes des milieux ouverts comme la caille des blés, l'alouette

Figure 1 **Évolution du parcellaire agricole de Josnes en Beauce du Loir-et-Cher entre 1949 (a) et 2011 (b).**
Ces deux photos aériennes sont exactement à la même échelle (source : Géoportail). On constate clairement, outre l'étalement de l'habitat, la diminution impressionnante du nombre de parcelles culturales. On distingue également les traces des anciennes limites de parcelles et des anciens chemins d'exploitation.

a



b



des champs ou le bruant proyer sont fortement impactées, notamment par la perturbation du réseau trophique (baisse de la ressource alimentaire par diminution de la diversité floristique et de la diversité entomologique) et par la perte d'habitats de reproduction ou d'élevage des jeunes.

Pris conjointement avec l'intensification des pratiques agricoles, et notamment la simplification des rotations, le développement du machinisme et le recours aux produits de santé des plantes, le remembrement a été perçu comme le responsable principal et le plus visible du recul des populations de petit gibier, aussi bien dans les zones bocagères, intermédiaires que dans les grandes plaines.

Deux espèces emblématiques illustrent parfaitement cette situation : la perdrix grise et le lapin de garenne. Étant toutes deux des espèces de « bordures », l'agrandissement des blocs de culture, la simplification des assolements et la disparition des éléments fixes du paysage ont de toute évidence induit une fragilisation des populations. Pour la perdrix grise, une illustration est la corrélation positive entre son succès reproducteur et la diversité des habitats (Millot *et al.*, 2011). La préférence des perdrix pour les bordures de parcelles pour y nicher, notamment celles de céréales, est un fait démontré (Bro, 2016).

Les mesures correctives

Dans les années 1980

Le ministère de l'Agriculture et de la Forêt et l'ONCFS ont cosigné en 1988 une plaquette intitulée *La chasse et le remembrement agricole* (Brun & Bastat, 1988). Prenant la suite d'une première publication faite en 1984 (ONCFS, 1984), elle visait à sensibiliser les municipalités et les chasseurs sur les possibilités d'intervention en faveur de la faune sauvage dans le cadre des remembrements, suite aux lois du 11 juillet 1975, du 10 juillet 1976, du 12 juillet 1983 et du 31 décembre 1985.

Sur les 11 territoires considérés, les mesures mises en œuvre étaient l'achat par les chasseurs de parcelles non exploitées converties lors du remembrement en aménagements bien répartis sur le territoire, la préservation des haies existantes et la plantation de nouvelles haies ou la création de bandes enherbées et de cultures à gibier. Dans tous les cas, l'adhésion des communes, des associations foncières et des géomètres ont été un élément déterminant pour la réussite de ces projets.

Malheureusement, trente ans plus tard, on ne peut que constater que pour tous ces territoires, les volontés se sont estompées et de nouveaux remembrements ont eu lieu. Les aménagements créés ont pour la plupart disparu (résultat d'une enquête menée en 2016 auprès des services départementaux et des délégations régionales de l'ONCFS).

De nos jours, des initiatives ponctuelles d'agriculteurs

De façon individuelle, ou profitant de la mise en œuvre des mesures agri-environnementales dans les années 1990 et d'opérations portées par l'ONCFS, les fédérations des chasseurs ou les chambres d'agriculture dans le cadre du programme partenarial Agrifaune (ONCFS, FNC, APCA, FNSEA), d'opérations groupées pour une agriculture responsable de l'environnement dites OGARE (Serre *et al*,. 2006) ou du programme « Gestions de Territoires » développé par la Chambre régionale d'agriculture de Picardie (CRA Picardie, 2012), des agriculteurs ont réorganisé leurs exploitations et revu leurs assolements, ainsi que la répartition de leurs cultures dans le temps et l'espace (voir les exemples de trois exploitations dans le ***tableau 1***).

Pour certaines d'entre elles, ces actions sont surtout justifiées par le souhait des agriculteurs de redonner une vraie place à la faune sauvage sur leurs territoires. Cependant, dans la majeure partie des cas, les raisons de ces réaménagements sont multiples : lutte contre l'érosion, développement des auxiliaires de culture, amélioration de la

Tableau 1 **Actions menées sur trois fermes exemplaires et résultats obtenus.**

	Ferme de Pierre Mougenot	Fermes de Jacques Hicter	Ferme de Ludovic Dufour
	Aguilcourt (02)	Savy et Bellicourt (02)	Belleville-en-Caux (76)
Surface agricole utile	183 hectares	310 hectares	100 hectares environ
Enjeux	Conservation de la perdrix grise.	Conservation de la perdrix grise, lutte contre l'érosion, mise en œuvre des techniques culturales simplifiées.	Lutte contre l'érosion, développement de la production de compost et de bois énergie, conservation de la perdrix grise.
Aménagements réalisés	- Buissons : 32. - Haies plantées : 800 m. - Bandes enherbées avec bouchons : 600 m. - Bandes mixtes (buissons + cultures) : 5,6 ha. - Plots-abris et JEFS : 1 ha.	- Mare : 1 de 500 m². - Haies plantées : 2 km. - Bandes enherbées intercalaires avec buissons : 7 km. - Bandes de luzerne : 2 ha. - Bandes-abris en maïs : 1 ha.	- Bandes enherbées avec buissons : 2,5 km. - Bandes-abris de miscanthus : 750 m. - Bandes-abris de Swithgrass : 250 m. - Bandes de taillis à très courte rotation : 1,5 km.
Recomposition parcellaire et mosaïque culturale	Aménagements en bordure de toutes les parcelles.	Généralisé à toute l'exploitation sur le principe des lames de parquets.	Redécoupage des parcelles basé sur la lutte contre l'érosion.
Mode d'aménagement prédominant (d'après Bro *et al.*, 2007)	 Bandes en tronçons.	 Bandes parallèles.	 Mosaïque complexe.
Surface totale aménagée	13 hectares	13 hectares	2 hectares
Résultats sur la faune sauvage	Perdrix grise : depuis 2015, les densités atteignent 20 à 25 couples/100 ha, alors que dans la région naturelle elles avoisinent les 10 couples/100 ha. L'effet des aménagements réalisés sur le succès reproducteur n'est pas mis en évidence.	Perdrix grise : le succès reproducteur est supérieur de 1,5 jeune/poule à la moyenne départementale entre 1990 et 2017. Les bonnes années, cette différence est accentuée.	Les suivis initiés en 2015 ne montrent pas encore de tendance, mais des territoires aménagés de la même façon dans le département ont vu les populations de perdrix grise croître de 100 % dans les années 2000, alors que sur les territoires alentours elles stagnaient.

praticité du parcellaire pour le machinisme agricole, restauration d'un paysage attrayant, diversifié et correspondant à l'identité locale.

Les actions mises en œuvre portent notamment sur :

- la réorganisation globale du parcellaire conduisant à réunir certaines parcelles et à en diviser d'autres, en recherchant une forme générale en lames de parquet ;
- le rallongement des rotations et le développement d'une mosaïque riche de cultures, particulièrement en alternant dans l'espace les cultures de printemps et les cultures d'hiver, les cultures hautes et les cultures basses, les cultures récoltées en été et celles récoltées à l'automne ;
- la création d'éléments fixes du paysage largement dispersés sur l'ensemble de l'exploitation, et leur gestion optimisée vis-à-vis de la faune et de l'agriculture : bandes enherbées, buissons, jachères diverses (cultures à gibier, couverts mellifères ou grainiers, légumineuses)…

L'exemple des fermes de Savy et de Bellicourt (02)

À titre d'exemple, les populations de perdrix grises présentes sur l'exploitation de Jacques Hicter (fermes de Savy et Bellicourt dans l'Aisne) font l'objet d'un suivi méticuleux depuis 1990, en appliquant les protocoles du réseau Perdrix-Faisan. Les données recueillies depuis 1992 (mise en place des premiers aménagements) jusqu'en 2006 mettent en évidence une hausse nette des densités de printemps (*figure 2*), portée notamment par un succès reproducteur qui, à l'exception de deux années marquées par des orages (1998 et 2000), est systématiquement plus élevé que la moyenne locale de 1 à 3,5 jeunes par poule d'été (*figure 3*). À partir de 2006, la succession

Figure 2 Densité de perdrix grises au printemps observée sur les fermes de Savy et Bellicourt (02) entre 1984 et 2017.

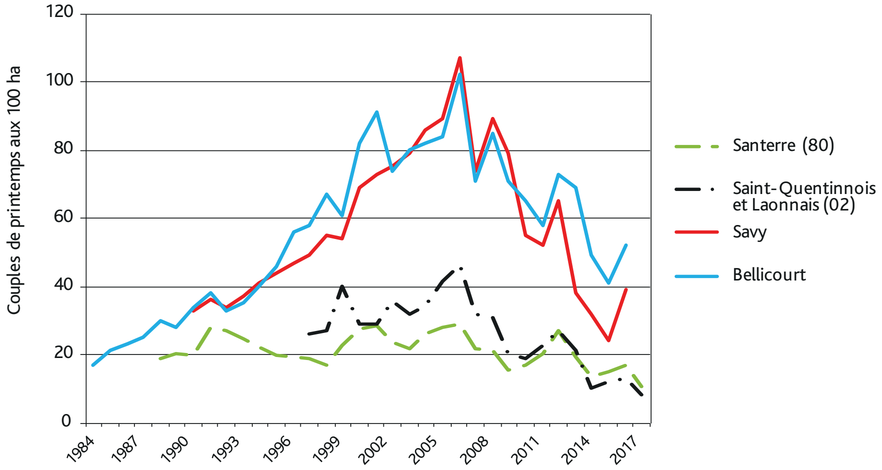
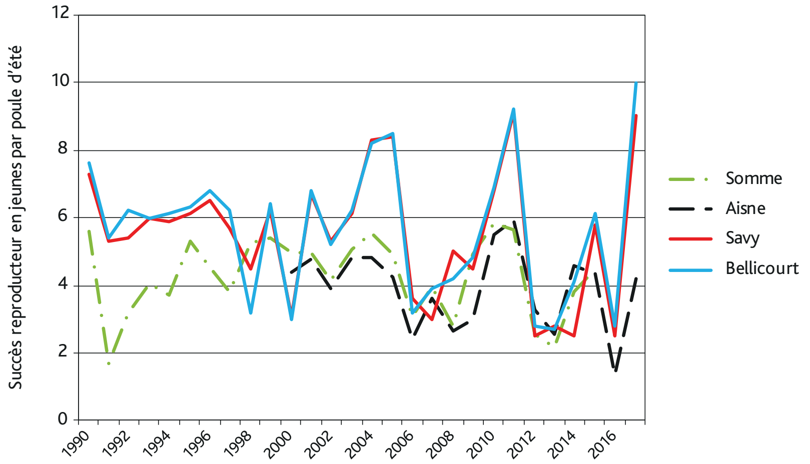


Figure 3 Succès reproducteur de la perdrix grise observé sur les fermes de Savy et Bellicourt (02) entre 1990 et 2017.



▼ *Ferme de Bellicourt : les bandes enherbées pérennes associées à des bandes-abris de maïs constituent des habitats favorables pour les recoquetages et la protection anti-prédateurs. Ici une compagnie de perdrix grises se met à couvert à l'approche d'un busard.*



de mauvaises années de reproduction a conduit à un recul important. Toutefois, en 2011, 2015 et 2017, années plus favorables, on retrouve un différentiel de 2 à 5 jeunes en plus par poule. Ainsi, on pourrait avancer que si des territoires aussi bien gérés que les fermes de Savy et Bellicourt sont logés à la même enseigne que les autres les mauvaises années de reproduction, le succès reproducteur y est nettement plus élevé les bonnes années. Cela peut s'expliquer par la présence de compagnies de juillet importantes nées dans les couverts permanents (bandes enherbées et bandes de luzerne) et par une moindre prédation des jeunes.



© M. Sauvilles/ONCFS

▲ *Dans le cadre de l'aménagement foncier de Plestin-les-Grèves, afin de préserver les chemins et sentiers parcourant le bocage, des aménagements ont été réalisés comme ce chemin de vaches, ce qui évite aux agriculteurs de faire passer le bétail sur des chemins ruraux ouverts à la circulation.*



© N. Pasco/Conseil départemental 22

▲ *Avec 72 km de haies plantées et seulement 21 km arrachés, l'aménagement foncier de Plestin-les-Grèves démontre qu'en zone bocagère, il est possible d'améliorer les conditions d'exploitation pour les agriculteurs tout en restaurant les paysages ruraux.*

L'exemple de Plestin-les-Grèves (22)

En Bretagne, le traumatisme des remembrements brutaux des années 1950 et 1960 a laissé la place à une volonté forte de faire de la procédure d'aménagement foncier un véritable atout pour recomposer un maillage bocager pérenne.

Le département des Côtes-d'Armor s'est doté dès la fin des années 1990 d'une charte départementale d'aménagement foncier, qui renforce le contenu des études d'impact dans la recherche d'un meilleur équilibre entre les enjeux agricoles et environnementaux. Elle conditionne le financement des opérations de réalisation des mesures compensatoires, notamment par la réalisation d'un remaillage bocager toujours plus conséquent. Elle crée une bourse aux arbres et invite les communes à protéger leur patrimoine bocager dans les documents d'urbanisme.

Le service en charge de l'aménagement de l'espace rural du Conseil départemental des Côtes-d'Armor développe donc des opérations complexes, répondant à la fois aux besoins agricoles (structuration du parcellaire et desserte), aux enjeux environnementaux (trame verte et bleue, bocage), aux aménagements et équipements communaux (emprises foncières et voirie rurale) et aux attentes des usagers (chemins de randonnées, cadre de vie…).

L'opération d'aménagement foncier de Plestin-les-Grèves, menée sur 2 734 ha, s'est soldée par la suppression de 21 km de haies et la réalisation de 72 km de haies bocagères dont 28 km sur talus, mobilisant 110 bénéficiaires pour 50 000 arbres plantés et 600 projets de haies. Le nouveau maillage s'appuie sur un parcellaire recomposé qui a fait l'objet d'une large concertation, notamment avec les agriculteurs, pour la constitution d'îlots fonctionnels et bien dimensionnés, aux limites bocagères durables.

La difficulté de généraliser ces démarches et les enjeux actuels

De nombreux agriculteurs ont réalisé des aménagements à vocation biodiversité et faune sauvage, y compris en tirant profit d'installations comme les pylônes électriques présents dans leurs champs, et mis en place des pratiques agri-environnementales et faunistiques dans des cadres contractuels ou sur initiative individuelle. Ainsi, près de 10 000 agriculteurs ont implanté des Jachères environnement faune sauvage (JEFS) entre 1992 et 2008, pour une surface ayant atteint 33 000 ha (source FNC).

Ceux qui ont procédé au réaménagement de leur exploitation sont beaucoup moins nombreux. À notre connaissance, aucune opération foncière de grande envergure, c'est-à-dire de plusieurs milliers d'hectares, n'a été menée en France dans un but cynégétique

ou en faveur de la biodiversité ordinaire.

Les freins sont multiples, mais ils relèvent tous de la même problématique : l'absence de références technico-économiques quant aux conséquences de la réorganisation parcellaire. L'idée que le remembrement (regroupement et agrandissement des parcelles) a un impact nécessairement positif sur l'économie et le fonctionnement des exploitations, et que tout redécoupage du parcellaire serait obligatoirement source de coûts supplémentaires, est largement répandue. Mais elle n'est pas nécessairement fondée, comme le démontrent des initiatives privées à l'échelle des exploitations.

L'exploitation agricole de Jacques Hicter déjà prise en exemple plus haut a été le support d'une étude de l'ONCFS, d'Arvalis Institut du végétal et de la Chambre d'agriculture de l'Aisne pour estimer la sensibilité de son système d'exploitation à une variation du temps de travail et d'intervention, consécutive par exemple à un changement d'organisation parcellaire. Prenant comme références les pratiques et performances réelles des années 2010 à 2013 (y compris les rendements, les prix de vente des récoltes et le prix des intrants), des variations des durées de toutes les interventions mécaniques ont été simulées. D'un gain de 10 % de temps de travail de l'agriculteur jusqu'à une perte de 20 %, les principaux indicateurs de performance de l'exploitation ont été calculés. La marge nette augmente de moins de 1 % pour un gain de débit de chantier de 10 %. Elle diminue respectivement de 0,83 % et 2,36 % pour des pertes de 10 et 20 % de débit de chantier (***tableau 2***). Pour ces mêmes années, la marge nette de l'exploitation a varié de 37 % du fait des variations de rendements, des cours des récoltes et des primes. Ces résultats sont de nature à relativiser l'impact de redécoupages parcellaires comme perçu par les agriculteurs.

Tableau 2 **Indicateurs de performance agricole en fonction des variations de débit de chantier.**

	Gain de 10 % de débit de chantier	Moyenne constatée de 2010 à 2013 (base 100)	Perte de 10 % de débit de chantier	Perte de 20 % de débit de chantier
Temps de travail (h/ha)	90,91	100,00	111,07	125,01
Carburant (L/ha)	91,72	100,00	110,13	122,78
Charges de mécanisation (€/ha)	98,46	100,00	101,42	104,02
Marge nette (€/ha)	100,90	100,00	99,17	97,64

Francart & Pivot (1998) ont établi qu'en paysage bocager, il n'y a plus de gain de temps de travail à l'hectare pour des travaux de labour, de pulvérisation ou d'ensilage lorsque la taille de la parcelle dépasse le seuil d'environ 4 ha. La régularité de la forme de la parcelle et sa proximité vis-à-vis du siège d'exploitation sont alors plus impactants au-dessus de ce seuil.

Latruffe & Piet (2013) montrent aussi que la fragmentation de l'exploitation agricole (dispersion et éloignement des parcelles) et l'irrégularité de la forme des parcelles influent négativement sur les performances économiques des exploitations laitières et céréalières de Bretagne, la taille des parcelles ayant une influence moins évidente. Ces observations sont en partie confirmées par Saint-Cyr (2013) : il note une corrélation positive entre la taille des parcelles, le groupement de l'exploitation et la performance économique, sans toutefois rechercher d'effet de seuil. Il constate qu'en fonction de l'orientation technico-économique des exploitations, les résultats sont variables.

Ainsi il apparaît que :

- la taille des parcelles n'est pas le seul facteur à prendre en compte comme indicateur de fragmentation de l'espace agricole ;
- les travaux traitant de cette problématique recommandent tous d'approfondir ce sujet, en prenant en compte notamment les données individuelles des exploitations agricoles et non les données issues des recensements agricoles (RICA) et des registres parcellaires graphiques ;
- les connaissances actuelles semblent insuffisantes pour avoir une influence sur les raisonnements des agriculteurs quant à l'organisation de leur parcellaire et leurs attentes concernant les opérations foncières ;
- les bénéfices techniques et économiques des services écosystémiques potentiellement produits par la réorganisation parcellaire ne sont pas encore chiffrés.

À Réguisheim (Haut-Rhin), Jean-Luc Bossert aménage des îlots de cultures pour favoriser le cantonnement et la reproduction du faisan en associant des bandes de miscanthus, de culture à gibier (maïs - sorgho), de prairie naturelle et des haies.



Aménagement parcellaire, mosaïque paysagère et agro-écologie

Le Roux *et al.* (2008) résument bien la façon dont l'action doit être mise en œuvre pour concilier agriculture moderne et conservation de la biodiversité : « *La nature des éléments agricoles et semi-naturels du paysage, l'importance relative de leur surface au niveau du paysage, l'arrangement spatial et la connectivité de ces éléments, leur mode de gestion, sont autant de facteurs à prendre en compte pour promouvoir l'agro-biodiversité.* »

En matière de lutte contre l'érosion ou de réduction des intrants, la mise en œuvre d'assolements de type patchwork, permettant de répartir et d'alterner les différentes cultures au sein d'un bloc de parcelles, est une solution de première importance, au même titre que l'implantation de bandes enherbées sur les secteurs les plus soumis au ruissellement (Coufourier *et al.*, 2008). Ces mêmes dispositions doivent être promues pour favoriser la capacité d'accueil de la petite faune de plaine et également pour la conservation des insectes auxiliaires.

Harvey *et al.* (2017) suggèrent de passer, en matière de conservation de la biodiversité, d'une logique de réseau à celle de fonctionnement global de l'écosystème. En matière de reconquête de la biodiversité des espaces agricoles, il nous semble souhaitable de retenir ce type de logique d'intervention.

S'il n'est pas envisageable de revenir aux paysages agricoles de l'après-guerre, il est par contre tout à fait intelligible de concevoir des paysages agricoles nouveaux où pourraient être optimisés les facteurs de production, la protection de l'environnement et les services écosystémiques, avec comme finalité associée la conservation de la biodiversité fonctionnelle et ordinaire.

La mise en place du projet agro-écologique en 2012, la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014 et la Loi pour la reconquête de la biodiversité de 2016 permettent d'entrevoir un avenir plus favorable pour la biodiversité agricole. Ils constituent une opportunité pour développer un nouvel aménagement du parcellaire agricole respectant les exigences de performance technico-économique de l'agriculture, et en valorisant les expertises existantes sur les services écosystémiques et sur la gestion des infrastructures agro-écologiques comme les bords de champs. La mise en œuvre, notamment, de la compensation environnementale et de la compensation agricole ouvre des possibilités de prise en charge de ses opérations dans le cadre des AFAFE et des grands projets d'Infrastructures, mais avec une nécessité de préservation du foncier agricole (Etrillard & Pech, 2015).

L'aménagement foncier agro-écologique tel qu'envisagé ici (***encadré***) est de nature à permettre, sur un territoire donné impacté par exemple par la construction d'une infrastructure, de développer durablement une biodiversité agricole qui avant ce projet était sinon absente, du moins menacée, et d'orienter collectivement les agriculteurs vers des pratiques plus durables, intégrant les biodiversités ordinaire et fonctionnelle. La nécessité d'intervenir à grande échelle en faveur de la biodiversité agricole n'a en effet jamais été aussi forte. À cela plusieurs raisons, parmi lesquelles la demande des agriculteurs impliqués dans l'agro-écologie ou Ecophyto, qui souhaitent obtenir des solutions pratiques en vue de favoriser par exemple les auxiliaires des cultures et la régulation des ravageurs. Ces solutions peuvent passer par la création d'éléments fixes du paysage et la diversification des cultures sur de grandes surfaces (FRB, 2016). Ce peut être une bonne occasion de leur apporter une réponse et d'inverser la tendance pour la biodiversité des espaces agricoles, dont la situation continue à se dégrader de façon préoccupante, notamment pour l'avifaune en général et la perdrix grise en particulier.

▶ Encadré • Un programme partenarial pour jeter les bases de projets agro-écologiques expérimentaux de grande ampleur

Si le thème du parcellaire a été inscrit dans les priorités du programme Agrifaune pour la période 2016-2021, l'ONCFS a été à l'origine du lancement en 2017 du projet TILT AE pour « Territoire d'infrastructures leaders de la transition vers l'agroécologie ». Retenu dans le cadre de l'appel à projets ITTECOP lancé par la Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB), le ministère de la Transition écologique et solidaire (MTES) et le Club infrastructures linéaires et biodiversité (CILB), TILT AE est un projet incubatoire d'un an. Il est porté par l'ONCFS, le Laboratoire agriculture et environnement (UMR associant l'INRA Colmar et l'Université de Lorraine), l'Association de promotion du ruralisme (APR) et le groupe EIFFAGE, avec le soutien de l'Agence française pour la biodiversité (AFB). Il regroupe un très large partenariat (près de 60 structures) composé d'acteurs de l'administration, des collectivités locales, de la recherche et du développement agricole, ainsi que d'agriculteurs, d'agents techniques des départements et de géomètres experts impliqués dans les aménagements fonciers, de représentants du monde cynégétique et d'associations. Des partenaires belges, hollandais, anglais et suisses sont également impliqués.

D'ici la fin de 2018, TILT AE doit permettre :

- de disposer d'un retour d'expérience sur les opérations d'aménagements fonciers ayant des visées paysagères, environnementales ou faunistiques, à toutes les échelles, de l'exploitation agricole jusqu'à la commune ou au bassin versant, afin d'identifier les atouts et contraintes des territoires, les connaissances mobilisées et les raisons des réussites ou des échecs ;
- de mettre en évidence les références existantes sur lesquelles peuvent être lancés des aménagements fonciers agro-écologiques, et les éléments qui manquent, dans tous les domaines (juridiques, agronomiques, écologiques, sociaux…) et à tous niveaux (connaissances scientifiques, outils de transfert et de développement, référentiels de formation, outils d'aide à l'ingénierie ou à l'animation de terrain) ;
- de prioriser les besoins de recherche et de travail partenarial, pour combler les lacunes et enfin disposer des éléments nécessaires pour mettre en œuvre sur le terrain les opérations voulues ;
- de déposer dans le cadre d'appels à projets divers les actions identifiées comme nécessaires ;
- d'identifier des sites pilotes sur lesquels pourront être testés l'aménagement foncier agro-écologique et mis en œuvre certains projets de recherche et de développement, territoires d'infrastructures linéaires en construction ou en cours de modernisation, mais aussi territoires agricoles en AFAFE, bassins versants ou exploitations agricoles.

Pour en savoir plus :
http://www.ittecop.fr/recherches-2017/exploratoires-incubatoires/tilt-ae.html



© F. Omnès/ONCFS

▲ *Sur la colline de Brouilly, dans le vignoble du Beaujolais (69), des viticulteurs engagés dans le programme Agrifaune « Eau, biodiversité et viticulture sur le bassin versant de l'Ardières » conservent les fossés enherbés et les haies dans un parcellaire traditionnel pour profiter des insectes et oiseaux auxiliaires, et pour préserver la ressource en eau. En enherbant les inter-rangs des vignes, ils favorisent également la faune sauvage et limitent les risques d'érosion. Leur démarche illustre leur volonté de produire plus durable, en phase avec les attentes des consommateurs.*

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu les agriculteurs qui ont osé concevoir de nouveaux paysages en phase avec leurs attentes et les besoins du petit gibier, et en particulier de la perdrix grise.

Merci également à mes collègues de l'Unité Petite faune sédentaire pour leur appui, ainsi qu'aux nombreux partenaires impliqués dans le projet TILT AE, notamment Nadia Michel du Laboratoire Agronomie et environnement, Marion Aubrat du Groupe EIFFAGE, Estelle Bisson de l'Agence française pour la biodiversité et Michel Epinat, président de l'Association pour la promotion du ruralisme. ●

Bibliographie

◗ Bro, E., Joannon, A., Thenail, C., Baudry, J. & Mayot, P. 2006. Aménagement de l'habitat pour la perdrix grise en plaine de grande culture - À la recherche de compromis avec les agriculteurs. *Faune sauvage* n° 273 : 4-11.

◗ Bro, E., Marchandeau, S., Mayot, P., Péroux, R., Ponce-Boutin, F., Reitz, F., Boutin, J.-M. & Eraud, C. 2007. La faune sauvage en milieux cultivés – comment gérer le petit gibier et ses habitats. *Brochure Technique et faune sauvage*. ONCFS. 79 p.

◗ Bro, E. 2016. *La Perdrix grise. Biologie, écologie, gestion et conservation*. Biotope éditions, Mèze, 304 p.

◗ Brun, J.-C. & Bastat, C. 1988. La chasse et le remembrement agricole. *Plaquette Ministère de l'Agriculture/ONC*.

◗ Calame, M. & Sanson, B. 2014. La Bergerie de Villarceaux. Un laboratoire pour une transition agricole. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* n° 64 : 69-90.

◗ Chambre régionale d'Agriculture de Picardie. 2012. Gestions de territoire, concilier sur l'exploitation agricole production de qualité, environnement, biodiversité et paysage. 4 p.

◗ Coufourier, N., Lecomte, V., Le Goff, A., Pivain, Y., Lheriteau, M. & Ouvry, J.-F. 2008. Organisation du parcellaire – Pour un meilleur fonctionnement hydraulique du bassin versant. *Fiches érosion AREAS, Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime et de l'Eure. Fiche n° 10*. 3 p.

◗ Etrillard, C. & Pech, M. 2015. Mesures de compensation écologique : risques ou opportunités pour le foncier agricole en France. *VertigO : La Revue Electronique en Sciences de l'Environnement, VertigO* 15(2). http://vertigo.revues.org/16450 ; DOI : 10.4000/vertigo.1

◗ Francart, C. & Pivot, J-C. 1998. Incidences de la structure parcellaire sur le fonctionnement des exploitations agricoles en régions de bocage. *Ingénieries EAT* n° 14 : 41-54.

◗ Fondation pour la recherche sur la biodiversité. 2016. Les acteurs français se mobilisent pour les pollinisateurs - Plus de 250 initiatives en faveur des pollinisateurs mises en regard de l'Evaluation de l'IPBES (v2). *Série FRB, Expertise et synthèse*. Ed COS – Comité français pour l'IPBES. 52 p.

◗ Harvey, E., Gounand, I., Ward, C. & Altermatt, F. 2017. Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology* 54(2): 371-379.

◗ Latruffe, L. & Piet, L. 2013. Does land fragmentation affect farm performance? A case study from Brittany. *Factor markets working paper* n° 40, April 2013. https://ssrn.com/abstract=2275263

◗ Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P. & Trommetter, M. 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective. *Synthèse du rapport, INRA*.

◗ Millot, F., Bouteiller, R., Perdreau, C., Chantecaille, S., Mayot, P., Landry, P. & Bro, E. 2011. Pratiques agricoles et succès reproducteur des perdrix grises. *Faune sauvage* n° 290 : 32-38.

◗ ONCFS. 1984. Remembrement agricole et faune sauvage.

◗ Philippe, M-A. & Polombo, N. 2009. Soixante années de remembrement : Essai de bilan critique de l'aménagement foncier en France. *Études foncières* n° 140 : 43-49. DOI : 10.0183-591

◗ Saint-Cyr, L. 2013. Morcellement du parcellaire et performance des exploitations : une application à la Bretagne. *Mémoire Master Sciences de la Mer et du littoral*. Agrocampus Ouest. 76 p.

◗ Serre, D., Lesage, J., Cervek, C., Bourbon, A. & Salvadon, M. 2006. Région Centre : les actions territoriales au cœur des ORGFH. *Faune sauvage* n° 270 : 36-40.

◗ Tourneur, J.-C. & Marchandeau, S. 1996. Milieux bocagers et biodiversité : Les vertébrés du grand-ouest. Enjeux de la préservation de cet agroécosystème. Seconde partie : statut, répartition des espèces bocagères et enjeux de la préservation des bocages. *Bull. Mens.* ONC n° 208 : 24-41.

L'utilisation des **abreuvoirs** par la **perdrix rouge** en **milieu méditerranéen**

Luc Fruitet[1*], Françoise Ponce[1], François Reitz[1***], Nicolas Gasco[2], Aurélien Besnard[3]**

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Juvignac, La Tour du Valat, Arles**, Saint Benoist, Auffargis***.*
[2] MNHN, UMR BOREA, Équipe Dispersion larvaire et organisation en milieu austral et insulaire tropical – Paris.
[3] EPHE, Laboratoire de biogéographie et écologie des vertébrés, CEFE/CNRS, UMR 5175 – Montpellier.

Contact : luc.fruitet@oncfs.gouv.fr

La mise en place de points d'eau à destination du petit gibier, et notamment de la perdrix rouge, est une action largement recommandée et subventionnée par les fédérations départementales des chasseurs du midi méditerranéen. Pour autant, peu d'études ont évalué jusqu'à présent l'utilisation des abreuvoirs en France et les facteurs permettant d'expliquer la consommation d'eau par les espèces gibier. Pour contribuer à combler ce manque, nous avons étudié l'évolution temporelle de l'utilisation des abreuvoirs par la perdrix rouge, ainsi que le lien entre cette évolution et les caractéristiques du milieu.



© D. Maillard/ONCFS

La perdrix rouge : une espèce adaptée à la sécheresse

La perdrix rouge est une espèce originaire du bassin méditerranéen et, à ce titre, sa biologie est, *a priori*, adaptée aux conditions qui y règnent. Le climat de ces régions se caractérise par des étés chauds et secs et des automnes souvent pluvieux. La pluviométrie y est irrégulière et, durant les périodes les plus sèches, en garrigue méditerranéenne, l'eau disponible peut se faire très rare sur de grandes surfaces. Certains cours d'eau peuvent d'ailleurs être totalement à sec pendant plusieurs semaines. L'eau étant un besoin vital pour toutes les espèces, y compris les plus adaptées aux sécheresses, de nombreux auteurs ont ainsi avancé l'hypothèse selon laquelle les perdrix rouges pouvaient trouver l'eau nécessaire à leurs besoins physiologiques dans l'alimentation. Afin de limiter l'impact de ces contraintes hydriques importantes sur les populations de perdrix rouge, les gestionnaires de territoires mettent en place des abreuvoirs dont on ne connaît finalement que peu de choses sur l'utilisation réelle qui en est faite par les oiseaux. Nous avons donc examiné la fréquentation de ces abreuvoirs et l'avons mise en relation avec quelques paramètres environnementaux. L'étude que nous avons menée a tenté de répondre à plusieurs questions (Fruitet, 2016) :

❶ quand les perdrix rouges sauvages utilisent-elles les abreuvoirs ?

❷ quels sont les facteurs influençant cette utilisation ?

❸ existe-t-il une différence dans l'utilisation des abreuvoirs entre les perdrix sauvages et les perdrix issues de lâcher ?

▶ Encadré 1 • Un outil pour gagner du temps et limiter les erreurs de saisie

L'utilisation des appareils photographiques automatiques génère un grand nombre de données à traiter. Ainsi, nous avons récolté pendant la durée de l'étude plus de 2 millions de photographies, représentant 720 449 images ayant fait l'objet d'une saisie, les autres étant inutiles. Afin de pouvoir traiter cette masse d'informations, nous avons adapté une application de saisie spécifique sous Excel®, dérivée d'une interface utilisée pour la photo-identification des orques et des cachalots par le MNHN et le CNRS.

Grâce à des « clic-boutons » et des menus déroulants, cette interface permet à l'opérateur :
- de récupérer automatiquement les informations sur le site, les date et heure de chaque prise de vue dans des tableaux ;
- de trier rapidement les espèces ciblées et non ciblées, puis de les classer dans des sous-dossiers ;
- d'enregistrer les numéros de bagues ;
- de stocker les données dans des bases.

L'application génère également les tables au format requis pour les analyses des données de survie des perdrix issues de lâchers en Capture-Marquage-Recapture (CMR).

Le temps de traitement par image est ainsi inférieur à 2 secondes, contre 5 secondes sans interface, et le risque d'erreur de saisie est diminué.



▲ *Appareil photo orienté vers l'abreuvoir et placé au plus près pour ne photographier que les animaux utilisateurs du site.*



▲ *Capture d'écran du logiciel de saisie.*

Une étude sur un site sans aucune eau permanente naturelle

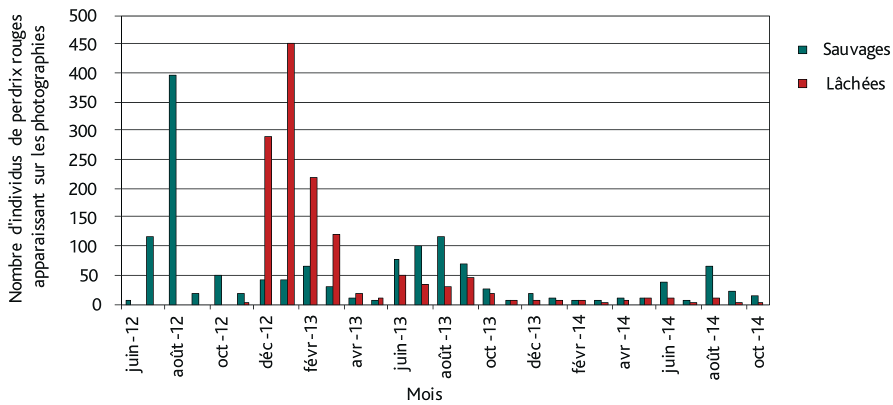
L'étude a été réalisée sur un domaine de chasse privé, localisé dans le Gard, qui ne dispose d'aucune eau de surface permanente d'origine naturelle, mais seulement d'abreuvoirs destinés principalement à la perdrix rouge. Nous avons suivi 22 abreuvoirs grâce à des appareils photographiques automatiques (***encadré 1***), sur une durée de trois ans (2012-2014) sans interruption. Nous avons ensuite analysé les relations entre l'utilisation des abreuvoirs par les perdrix et les conditions environnementales, comme les conditions météorologiques ou le couvert végétal présent à proximité des abreuvoirs.

Les perdrix sauvages utilisent davantage les points d'eau quand la température augmente

Nos résultats mettent en évidence que les perdrix sauvages utilisent peu les abreuvoirs d'une manière générale. Ainsi, le nombre moyen d'individus différents observés sur les photos est de vingt par mois sur l'ensemble des abreuvoirs. Cette utilisation se concentre largement sur la période estivale (***figure 1***). C'est notamment au cours du mois d'août 2012 que le nombre d'individus apparaissant sur les photographies a été le plus important (n = 396). La température maximale quotidienne est la variable météorologique qui influence le plus l'utilisation des abreuvoirs (Fruitet, 2016). Lorsqu'elle dépasse les 25 °C, le nombre de perdrix sauvages utilisant les abreuvoirs augmente de manière importante (***figure 2***). Les autres variables météorologiques comme la pluie ou le vent n'ont que peu d'impact sur l'utilisation, en comparaison de la température maximale quotidienne. Nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation entre les valeurs d'évapotranspiration potentielle (ETP Penman-Monteith en tant qu'indicateur du risque/niveau de sécheresse de la végétation selon Météo-France) et l'utilisation des abreuvoirs par les perdrix rouges.

Des études menées précédemment dans la Péninsule ibérique (Borralho *et al.*, 2000 ; Gaudioso-Lacasa *et al.*, 2009) avaient déjà démontré que la température maximale quotidienne était le facteur météorologique

Figure 1 **Perdrix rouges lâchées et sauvages apparaissant sur les photographies par mois.**



qui influençait le plus l'utilisation des points d'eau par les perdrix. Ces résultats suggèrent que les gestionnaires qui souhaitent mettre en place des abreuvoirs à destination de la perdrix rouge n'ont donc pas nécessairement besoin de les mettre en eau toute l'année. Toutefois, ce n'est pas le seul facteur influençant leur répartition : la présence de vigne pour le couvert, l'alimentation, ainsi que la présence de cultures peuvent localement être prépondérantes (Borralho *et al.*, 2000).

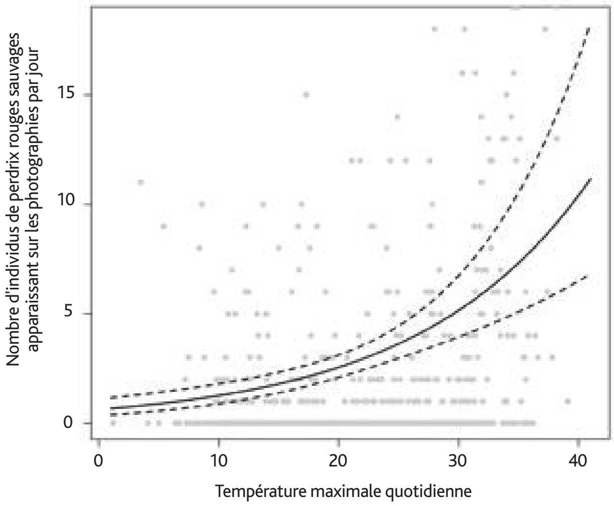
Des abreuvoirs utilisés, s'ils sont bien placés

La perdrix rouge sélectionne des habitats avec des structures de végétation bien précises. Afin de tester l'impact de la structure végétale présente à proximité des abreuvoirs sur leur fréquentation par les perdrix rouges, nous avons décrit l'habitat dans lequel ils se situaient. Nous avons également analysé la capacité d'occultation de la végétation présente dans un rayon de 30 mètres autour de chacun des abreuvoirs.

Notre étude montre que la fréquentation d'un abreuvoir par les perdrix rouges diffère selon le type d'habitat dans lequel il est mis en place. Certains abreuvoirs n'ont par exemple jamais été utilisés sur l'ensemble des trois années de l'étude, alors que d'autres ne l'ont été que moins de 10 fois, et d'autres encore plus de 200 fois. Les abreuvoirs les moins fréquentés se trouvaient notamment dans des milieux forestiers, habitats peu propices à l'espèce. Les plus fréquentés se trouvaient dans des habitats de type pelouses et pâturages naturels favorables à la perdrix rouge. Il est donc possible que cette différence de fréquentation ne reflète que la répartition inégale de l'oiseau sur le territoire, du fait de sa stratégie de sélection de l'habitat mentionnée ci-dessus.

Les perdrix rouges sont également très sensibles à la structure de la végétation dans un rayon de 2,50 m autour des abreuvoirs, et moins sensibles à ce facteur au-delà de cette distance. Si la végétation est trop fermée dans ce rayon de 2,50 m, les abreuvoirs sont peu utilisés par les perdrix. La présence d'un arbre ou d'un arbuste à proximité immédiate des abreuvoirs augmente leur utilisation. Plusieurs auteurs lient cette influence de la structure de la végétation à un sentiment de sécurité ou d'insécurité des perdrix par rapport au risque de prédation (Belnokin, 1988 ; Larsen *et al.*, 2010). Elles éviteraient donc les sites qui les exposent trop à la prédation. Ainsi, les abreuvoirs doivent idéalement être placés dans un habitat régulièrement fréquenté par les perdrix rouges, ne disposant pas de point d'eau naturel, à proximité d'un arbre ou d'un arbuste, sans être dans un milieu trop fermé. De plus, comme le démontrent des travaux récents, les perdrix et faisans peuvent découvrir et utiliser de nouveaux aménagements en seulement quelques heures, s'ils sont bien positionnés (Sánchez-García *et al.*, 2015).

Figure 2 **Modélisation de la relation entre la température maximale quotidienne et le nombre de perdrix rouges sauvages apparaissant sur les photographies par jour (IC à 95 %).**



▼ *Description fine de la capacité d'occultation de la végétation à proximité des abreuvoirs.*



Une utilisation importante dans les jours suivant le lâcher

Nous avons équipé 622 perdrix rouges issues d'élevage de bagues colorées et les avons lâchées sur le site d'étude en hiver. C'est une période de faible utilisation des abreuvoirs par les perdrix sauvages. Pour celles issues de lâchers, le pic d'utilisation des abreuvoirs se situe dans les trois mois qui suivent le lâcher (80 % des utilisations au cours de l'hiver en 2012-2013 - ***figure 1***). On peut expliquer cette forte utilisation des abreuvoirs par le grand nombre d'individus présents sur le site dans les jours suivant le lâcher, mais aussi par le stress et la méconnaissance du territoire, qui poussent les individus à utiliser une ressource présente à proximité directe de leur point de lâcher et qui leur est familière (Marchandeau *et al.*, 2000). Ensuite, le nombre de perdrix rouges issues de lâchers apparaissant sur les photographies diminue fortement, sans que l'on puisse dire si cela résulte d'un désintérêt ou du fait que nombre d'entre elles n'ont pas survécu. Il présente une nouvelle augmentation au cours de l'été 2013 (***figure 1***). Quatre mois après leur lâcher, les perdrix survivantes ont une fréquentation des abreuvoirs identique à celle des oiseaux sauvages.

Des questions sur l'utilité des abreuvoirs et les risques associés

Le développement de points d'eau à destination de la faune sauvage est une pratique courante à travers le monde, mais leur utilité et leur efficacité sont peu évaluées. Certains auteurs partent de l'évidence que des populations de gibier existent sans apport artificiel d'eau dans des secteurs arides. Le fait qu'ils utilisent ces points d'eau artificiels ne suffit pas à démontrer que leurs populations ne pourraient pas se maintenir en leur absence. Plusieurs scientifiques

affirment que la mise en place de points d'eau à destination de la faune sauvage est non seulement inutile, mais qu'elle pourrait même impacter négativement certaines populations en augmentant le risque de prédation, la compétition entre individus ou la transmission de maladies. En effet, les abreuvoirs sont utilisés par de nombreuses espèces, ce qui augmente le risque d'interaction entre celles-ci (*encadré 2*).

Chez les oiseaux, de nombreuses études ont également été menées sur la question de la relation entre les besoins en eau et la distribution des espèces. Dans certaines situations de stress hydrique important, la distribution des perdrix choukars peut être fortement impactée. En effet, elles peuvent se concentrer aux environs des points d'eau à certaines périodes et notamment au cours du printemps, de l'été et au début de l'automne (Christensen, 1970). À l'inverse, Shaw (1971) conclut que dans un contexte moins aride, dans lequel il a suivi une population de perdrix choukar, la mise en place d'abreuvoirs n'a influencé ni leur distribution, ni leur survie, ni leur reproduction.

Chez la perdrix rouge et la perdrix choukar, qui sont deux espèces du genre *Alectoris*, l'utilisation des points d'eau et les effets sur les populations dépendent donc des habitats dans lesquels elles évoluent, et varient fortement d'un site à l'autre. Dans notre étude, nous nous sommes attachés à décrire l'utilisation des abreuvoirs, mais non leur efficacité. En effet, cela nécessiterait des études faisant le lien entre les paramètres démographiques des populations de perdrix et l'utilisation des abreuvoirs. Dans le centre de l'Espagne, la mise à disposition de points d'eau pour la perdrix rouge a eu un effet bénéfique sur le succès reproducteur (Dìaz-Fernadez *et al.*, 2013). Mais le contexte météorologique de cette zone est très différent de ce que nous connaissons en France, et la répétition d'études similaires serait nécessaire pour vérifier si ces liens existent bel et bien sous nos latitudes aussi.

Remerciements

Nous remercions tout particulièrement Monsieur Ruas et son épouse Madame Berjamin, pour la mise à disposition de leur domaine et leur contribution matérielle à cette étude. Nos remerciements vont également à tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à cette étude : collègues, stagiaires, ouvriers du domaine de Ceyrac. ●

▶ Encadré 2 • Les abreuvoirs : un aménagement cynégétique utile à la biodiversité ?

Le territoire d'étude fait partie du site Natura 2000 « Gorges du Rieutord, Fage, Cagnasse ». Le Document d'objectifs précise que 73 espèces d'intérêt patrimonial ont été contactées sur la ZPS, dont 39 inscrites à l'Annexe I de la directive « Oiseaux ». 173 espèces d'oiseaux sont signalées dans la ZPS (COGard, 2014). Nous avons donc profité du dispositif de suivi pour nous intéresser à l'ensemble des utilisateurs des abreuvoirs sur une année. Pas moins de 6 587 contacts d'espèces autres que la perdrix rouge ont été enregistrés par les pièges photographiques, qui concernent 80 espèces différentes dont 55 protégées, 19 chassables, 2 domestiques et 4 espèces de micromammifères. Sur ces 80 espèces, 16 ont un statut de conservation considéré comme en danger (EN), vulnérable (VU) ou quasi menacé (NT). Nous avons notamment pu signaler la présence du bruant ortolan, de la fauvette mélanocéphale, de la fauvette pitchou, du chardonneret élégant, du serin cini ou de la pie-grièche à tête rousse.

Cependant, comme pour la perdrix rouge, l'utilisation des abreuvoirs par une espèce est une condition nécessaire, mais pas suffisante, pour démontrer que cela lui soit bénéfique d'un point de vue démographique (survie, reproduction).



◀ *Fauvette mélanocéphale prise au piège-photo sur un abreuvoir.*



▲ *Remplissage d'un abreuvoir par des gestionnaires de territoire de chasse.*

Bibliographie

- Belnokin, P. 1988. Strategic Placement of artificial watering devices for use by chukar partridge. In: *Wildlife Water Development*. Las Vegas Nevada, Wildlife Society: 59-64.
- Borralho, R., Stoate, C. & Araujo, M. 2000. Factors affecting the distribution of red-legged partridges *Alectoris Rufa* in a agricultural landscape of southern Portugal. *Bird Study* 47: 304-310.
- Christensen, G.C. 1970. The chukar partridge. *Nevada Dept. of Fish and Game Biological Bulletin* 4. 88 p.
- COGard. 2014. Document d'objectifs Zone de Protection Spéciale FR 9112012 « Gorges Du Rieutord, Fage, Cagnasse ». Document de synthèse. 295 p.
- Díaz-Fernández, S. Arroyo, B. Casas, F. Martinez-Haro, M. Viñuela J (2013) Effect of game management on wild red-legged partridge abundance. PLoSONE 8(6): e66671. doi:10.1371/journal.pone.0066671
- Fruitet, L. 2016. Les aménagements cynégétiques destinés à la perdrix rouge (*Alectoris rufa L.*) : suivi de l'utilisation des abreuvoirs à l'aide d'appareils photographiques automatiques. Mémoire EPHE, Montpellier.
- Gadioso Lacasa, V.R., Sanchez Garcia-Abad, C., Prieto Martin, R., Rodriguez, D.J., Perez Garrido, J.A. & Alonso de la Varga, M.E. 2009. Small game water troughs in a spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research* 56(4): 591-599.
- Larsen, R.T., Bissonette, J.A., Flinders, J.T., Hooten, M.B. & Wilson, T.L. 2010. Summer spatial patterning of chukars in relation to free water in western Utah. *Landscape Ecology* 25(1): 135-145.
- Letty, J., Marchandeau, S. & Aubineau, J. 2007. Problems encountered by individuals in animal translocations. *Ecoscience* 4(14): 420-431.
- Sánchez-García, C., Buner, F.D. & Aebischer, N.J. 2015. Supplementary winter food for gamebirds through feeders: Which species actually benefit? *The Journal of Wildlife Management* 79: 832-845. doi:10.1002/jwmg.889
- Shaw, W.W. 1971. The effects of available water upon populations of chukar partridge on desert mountains of Utah. *All Graduate Theses and Dissertations*. 1440 Utah State University.

Quel **impact** du **renard** sur la **démographie** du **lièvre d'Europe** ?

Distinguer les effets de la prédation par le renard des autres facteurs de l'environnement



© P. Massit/ONCFS



© P. Massit/ONCFS

JÉRÔME LETTY[1*],
GUILLAUME SOUCHAY[1**],
BRUNO BAUDOUX[2], YVES BRAY[1***°],
YVES LÉONARD[1], BERNARD MAUVY[1****],
THIBAULT MENDOZA[2],
RÉGIS PÉROUX[1(†)],
SANDRINE RUETTE[3],
CHRISTOPHE URBANIAK[4],
JEAN-SÉBASTIEN GUITTON[1**]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Juvignac, Nantes**, Birieux***, Clermont-Ferrand****.*
[2] Fédération départementale des chasseurs de l'Aube – La Rivière-de-Corps.
[3] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs-animaux déprédateurs – Birieux.
[4] Fédération régionale des chasseurs de Champagne-Ardenne – Châlons-en-Champagne.
[0] Adresse actuelle : ONCFS, Délégation régionale Occitanie, Service départemental de l'Aveyron – Rodez.

Contact : jerome.letty@oncfs.gouv.fr

La question de l'impact réel de la prédation sur les populations de petit gibier reste largement débattue, aussi bien dans la communauté scientifique que parmi les gestionnaires de la nature. Mais comment distinguer l'effet de la prédation des autres facteurs (habitat, météorologie, etc.) ? Le renard est suspecté d'être le prédateur ayant l'impact le plus fort sur la dynamique de population du lièvre d'Europe. Pour étudier cet impact, nous avons modifié expérimentalement l'abondance du renard sur deux zones de l'Aube, alternativement, et observé les effets de ces changements sur la dynamique de population du lièvre.

Une étude expérimentale grandeur nature

Il est difficile d'évaluer l'impact de la prédation du renard sur la démographie du lièvre sans le confondre avec les effets d'autres facteurs de l'environnement (maladies, météorologie, autres prédateurs) ou de l'activité humaine (agriculture, chasse…) qui agissent en même temps.

Pour tenter de résoudre ce problème, l'ONCFS, en partenariat avec la FDC de l'Aube et la FRC de Champagne-Ardenne, a mis en place une étude expérimentale lors de laquelle l'intensité des prélèvements de renards a été modifiée alternativement sur deux zones similaires de l'Aube (***figure 1***). Le principe est le suivant : augmenter le prélèvement de renards sur une zone et garder une gestion ordinaire sur l'autre zone, puis inverser les gestions sur les deux zones à mi-étude. Cela permet de prendre en compte à la fois les variations naturelles de la dynamique de population du lièvre et l'effet du changement de gestion du renard, et de vérifier si cette gestion produit les mêmes effets dans les deux zones.

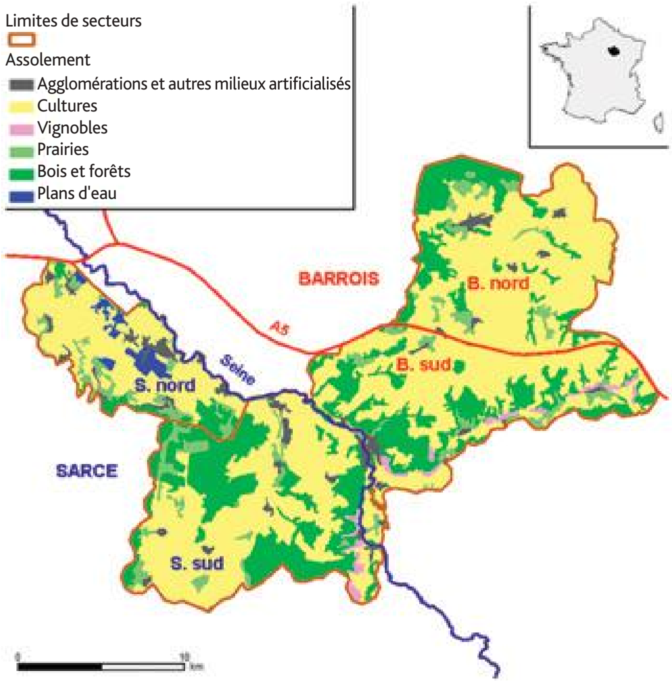
La zone d'étude

La zone d'étude s'étend au sud-est de Troyes, à la jonction entre la Champagne humide à l'ouest et les plateaux calcaires et vignobles du Barrois à l'est. Cette zone correspond à deux groupements d'intérêt cynégétique (GIC) créés autour de la gestion

du lièvre d'Europe, le Barrois (235 km²) et la Sarce (213 km²), séparés par la Seine (*figure 1*).

L'habitat est majoritairement constitué de milieux agricoles (71 %) entrecoupés de secteurs boisés et autres milieux naturels (25 %). Chaque GIC a été subdivisé en deux secteurs pour tenir compte de discontinuités géographiques locales. Nous avons ainsi divisé le plateau du Barrois en deux secteurs de part et d'autre de l'autoroute A5 (B-nord : 117 km² ; B-sud : 118 km²). Dans la Sarce, nous avons distingué la partie nord correspondant à l'extrémité de la plaine de Troyes le long de la Seine (S-nord : 67 km²) de la zone de plateau (S-sud : 145 km²). La partie nord de la Sarce apparaît en fait assez différente des trois autres secteurs, qui sont plutôt constitués de plateaux et de coteaux.

Figure 1 Localisation des secteurs d'étude au sud-est de l'Aube.



Une limitation intensive du renard

Des moyens importants

Il a été demandé aux chasseurs et piégeurs d'intensifier leur effort de prélèvement de renards, alternativement sur les deux GIC : d'abord dans le Barrois de février 2006 à janvier 2009, puis dans la Sarce de février 2009 à janvier 2012 ; les prélèvements étant maintenus le reste du temps à un niveau « habituel ».

En plus de ces modes de prélèvement classiques, des agents de l'ONCFS, de la FDC de l'Aube et des louvetiers ont été autorisés à pratiquer des tirs de nuit pour garantir une efficacité optimale de la limitation intensive du renard. Les opérations de tir de nuit ont été suspendues de janvier à mi-février pour ne pas perturber les comptages. Ces importants moyens mobilisés sont supérieurs à ce qui est habituellement pratiqué, mais il s'agissait ici d'obtenir une nette variation de l'abondance du renard.

Quantification de l'intensité des prélèvements

Lieury *et al*. (2015, 2016) ont estimé que la limitation intensive avait conduit à un prélèvement annuel moyen de 1,30 renard/km²/an, tandis que l'effort « habituel » de régulation était de 0,46 renard/km²/an, pour des densités hivernales habituellement comprises entre 0,5 et 1 renard/km². Mais un même effort de limitation peut avoir un impact variable selon le niveau de la population de renards. Cet effort se traduit par un nombre total de renards prélevés que nous avons ramené à la population présente en hiver, pour estimer l'intensité de prélèvement par secteur. En période de limitation intensive, l'intensité de prélèvement a varié entre 150 % et 500 % de la population de renards présente en février, et entre 30 % et 200 % en période normale. L'intensité de prélèvement du renard est restée relativement forte dans le Barrois même lors de la période normale, probablement du fait de la motivation des piégeurs locaux. Les niveaux de prélèvement étaient la plupart du temps suffisamment forts pour empêcher la croissance de la population (Lieury *et al.* 2015, 2016)[1].

[1] Le taux de prélèvement calculé par Lieury *et al.* prend en compte une estimation du nombre de jeunes renards nés en avril.

Vue de la zone d'étude.



Estimation des paramètres démographiques du lièvre et du renard

Chaque année, les densités de renards et de lièvres ont été estimées grâce aux comptages nocturnes au phare réalisés entre fin janvier et début février (au moins 3 répétitions sur 193 points). Le nombre d'animaux ainsi que leurs distances d'observation ont été relevés à chaque point, permettant d'estimer la densité de chaque espèce avec les modèles dits de *Distance sampling* (Lieury *et al.*, 2016). Les densités de renards ont été calculées à l'échelle du GIC pour obtenir des estimations robustes. Elles sont passées sous le seuil de 0,5 renard/km² dans le Barrois suite à la limitation intensive et ont raugmenté à partir de 2009 (***figure 2A***). Dans la Sarce, la densité est restée stable autour de 0,7 renard/km² avant la période de limitation intensive, puis elle a chuté sous le seuil de 0,5 renard/km² durant la limitation intensive entre 2009 et 2012. Les densités de renards ont raugmenté dans les deux GIC après l'arrêt de l'expérience.

Les densités de lièvres ont été estimées à l'échelle du secteur suivant la même méthode. Elles sont globalement restées stables entre 5 et 10 lièvres/km², excepté dans le secteur nord de la Sarce où la densité a augmenté progressivement de 15 lièvres/km² en 2006 à 26 à 27 lièvres/km² en 2011 et 2012, atteignant même 42 lièvres/km² en 2013.

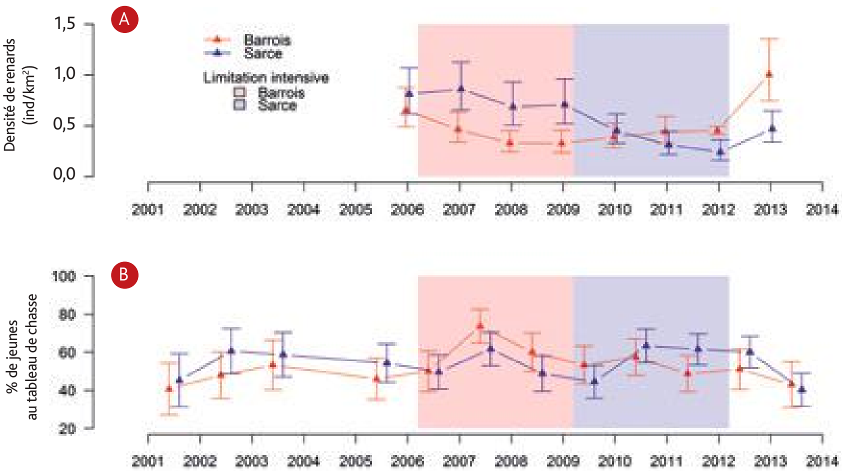
À partir des données de prélèvement cynégétique et des effectifs dénombrés en février suivant, nous avons pu estimer, par secteur, le taux d'exploitation par la chasse des populations de lièvres présentes à l'automne. Aucune modification des plans de chasse « lièvre » n'a eu lieu durant l'étude. Globalement, la pression de chasse était la moins forte dans le secteur nord de la Sarce (de 4 à 8 %) et autour de 9,5 % dans les autres secteurs (de 5 à 14 %).

En outre, nous avons estimé la proportion de jeunes lièvres dans le tableau de chasse par la méthode de la pesée du cristallin – ce qui constitue un bon indicateur du succès reproducteur et de la survie des levrauts. Profitant de données antérieures à cette étude, nous avons pu suivre l'évolution de l'âge-ratio dans le tableau de chasse de chaque GIC entre 2001 et 2013 (données manquantes en 2004). Le pourcentage de jeunes lièvres était plus élevé dans la Sarce que dans le Barrois jusqu'en 2006 (***figure 2B***). Une inversion des courbes a eu lieu lors de la limitation intensive du renard dans le Barrois, puis une seconde inversion est intervenue lors de sa limitation intensive dans la Sarce. L'année 2013, marquée au mois de mai par de très fortes précipitations et inondations ayant pu affecter le succès reproducteur du lièvre, constitue un cas à part.



▲ *Des tirs de nuit ont permis d'optimiser l'efficacité des prélèvements de renards en période de limitation intensive.*

Figure 2 **Évolutions par GIC des densités de renards (A) et du pourcentage de jeunes lièvres dans le tableau de chasse (B).**
Barres verticales : intervalle de confiance à 95 %.



Effet de la limitation intensive du renard sur le lièvre

Pour caractériser la réponse démographique du lièvre à la limitation intensive du renard, nous avons analysé l'effet des variations de l'intensité des prélèvements et des densités de renards induites par le protocole.

Une première analyse montre une relation positive entre le pourcentage de jeunes lièvres tués à la chasse et l'intensité des prélèvements de renards estimée entre février et septembre de la même année (pente = 0,17 ± 0,05, $p < 0{,}01$). De façon cohérente, nous avons également trouvé une relation négative entre le pourcentage de jeunes lièvres au tableau de chasse et la densité de renards en février précédent (pente = -0,35 ± 0,15, $p < 0{,}05$ – ***figure 3A***). D'autres facteurs, non mesurés durant notre étude, influencent vraisemblablement les variations observées du pourcentage de jeunes et expliquent la dispersion des points de la ***figure 3A*** au-dessus ou en dessous des prédictions du modèle.

Cependant, nous n'avons trouvé aucune relation entre le taux d'accroissement des populations de lièvres d'un hiver à l'autre et l'intensité des prélèvements annuels ou l'abondance des renards (***figure 3B***).

Effet de la chasse sur l'accroissement des populations de lièvres

Les analyses montrent en revanche que la relation entre le taux d'accroissement du lièvre et son taux d'exploitation par la chasse est significative (pente = - 4,29 ± 1,37, $p < 0{,}01$ – ***figure 3C***). D'après le modèle sélectionné,

un taux de prélèvement de 10 % de la population de lièvres présente à l'ouverture doit en théorie permettre de conserver l'équilibre démographique (accroissement = 0). Nos données montrent cependant que même lorsque le taux d'exploitation est inférieur à 10%, la population peut parfois décliner (*figure 3C*).

Les enseignements de l'étude

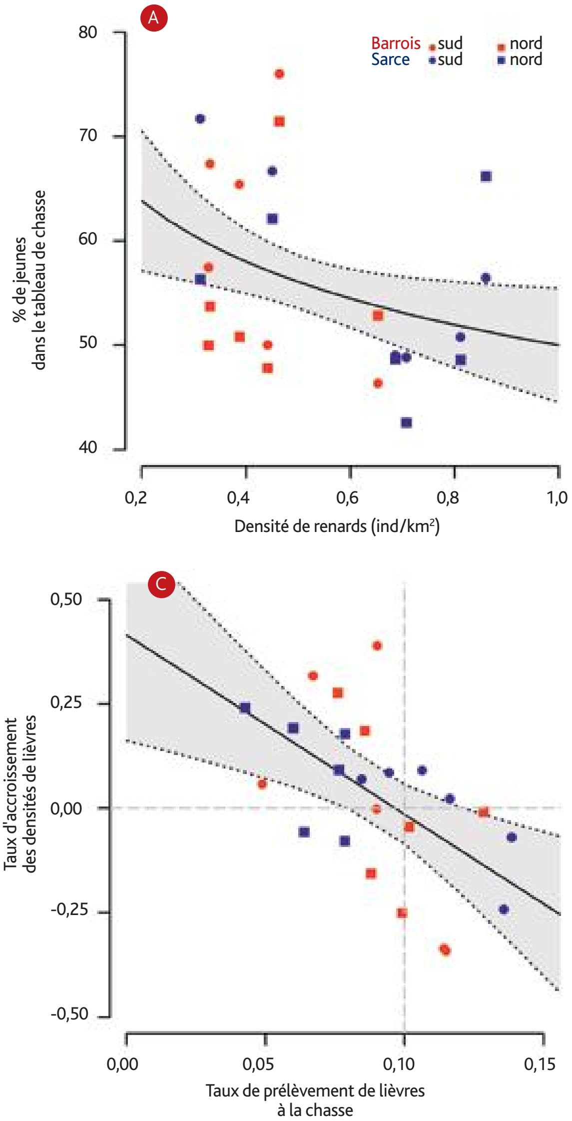
Pour la dynamique des populations

Cette étude confirme tout d'abord l'hypothèse selon laquelle le renard peut abaisser le succès reproducteur du lièvre. Quantitativement, le modèle suggère qu'une diminution de 50 % de la densité de renards (de 0,8 à 0,4 individu/km²) fait passer le pourcentage de jeunes lièvres de 52 % (1,1 jeune/adulte) à 58 % (1,4 jeune/adulte) en moyenne, soit une augmentation de 27 % du nombre de jeunes par adulte. L'impact du renard sur le succès de la reproduction s'opère vraisemblablement à travers une plus forte mortalité des levrauts de quelques jours ou quelques semaines ; mais il pourrait aussi résulter en partie de la surmortalité observée chez les jeunes lièvres de 4 à 6 mois lorsqu'ils quittent leur domaine vital de naissance (Avril *et al.*, 2012).

En revanche, comme déjà documenté pour d'autres proies du renard (Stahl & Migot, 1993 ; Côté & Sutherland, 1997), les analyses ne mettent pas en évidence de lien significatif entre son abondance et le taux d'accroissement de la population de lièvres. D'autres études, à l'inverse, suggèrent que le renard contribue, de manière plus ou moins importante, à limiter le développement des populations de lièvres (Lindström *et al.*, 1994 ; Panek *et al.*, 2006 ; Wincentz, 2009 ; Knauer *et al.*, 2010 ; Reynolds *et al.*, 2010). L'impact du renard varie donc vraisemblablement selon les conditions environnementales (type d'habitat, proies alternatives, densités respectives du renard et du lièvre).

Le taux d'accroissement du lièvre semble en réalité plus nettement déterminé par l'intensité du prélèvement par la chasse. Un taux de prélèvement supérieur à 10 % est associé à une diminution des populations de lièvres dans la majorité des cas. Alors que les modèles de dynamique des populations suggèrent que la densité de lièvres dépend principalement des paramètres de recrutement (fécondité et survie juvénile - Marboutin *et al.*, 2003), cette étude montre que le taux d'accroissement est plutôt sensible au niveau du prélèvement par la chasse et suggère donc que la survie automnale des adultes et subadultes pourrait jouer un rôle déterminant. Ces résultats ouvrent des questions importantes qui orienteront les prochains travaux sur la dynamique de l'espèce.

Figure 3 **Relations entre variables démographiques du lièvre et différents facteurs de régulation : pourcentage de jeunes lièvres au tableau de chasse en fonction de la densité de renards en février (A) ; taux d'accroissement des densités de lièvres en fonction de la densité de renards (B) ou du taux de prélèvement de lièvres à la chasse (C).**
Les symboles correspondent aux observations par secteur, les courbes aux prédictions moyennes des modèles et les zones grisées aux gammes de ces prédictions ; aucun lien significatif entre les variables en B.





▲ *Des comptages nocturnes aux phares réalisés annuellement ont permis de suivre l'évolution des densités de renards et de lièvres au cours de l'étude.*

Pour la gestion du lièvre

En matière de gestion, cette expérience a tout d'abord montré qu'il fallait un investissement très important pour voir un effet des opérations de contrôle sur les populations de renards. Quand l'objectif est de baisser les densités, un tel effort est nécessaire compte tenu des mécanismes importants d'immigration présents chez le renard, qui lui permettent de compenser de forts prélèvements et de revenir rapidement à la « normale » dès la fin des prélèvements (Lieury *et al.*, 2015, 2016). En ajoutant à cela le coût financier important de l'achat du matériel et de la sollicitation des acteurs humains, ce mode de limitation ne peut pas être adopté à long terme pour la gestion courante du renard. L'objectif de notre étude n'était d'ailleurs pas de tester une méthode de gestion, mais de pouvoir quantifier l'impact démographique sur le lièvre d'une baisse de l'abondance du renard.

Pour la gestion à long terme du lièvre, limiter de manière intensive les renards semble donc ne pouvoir être qu'une solution temporaire permettant de soutenir de manière transitoire son succès reproducteur. Dès lors que l'objectif est davantage de réduire la mortalité des levrauts que de baisser durablement la densité de renards, il est possible que l'effort de limitation doive plutôt se concentrer au printemps et en été. Quoi qu'il en soit, dans une perspective de gestion durable visant à renforcer les densités de lièvres, notre étude montre que ces prélèvements intensifs de renards devront nécessairement s'accompagner d'une limitation du taux de prélèvement de lièvres à la chasse.

Remerciements

Cette étude est le fruit d'un important travail mené par différents services : le Service technique de la FDC de l'Aube (C. Bazin, L. Chastragnat(†), L. Jacquard, P. Leclercq, P. Lowenstein, S. Monchatre, B. Billiout) ; les équipes Lapin et Lièvre de l'Unité Petite faune sédentaire (N. Mathevet, I. Noirard, H. Santin-Janin) ; l'équipe Renard de l'unité Prédateurs-animaux déprédateurs (M. Albaret, N. Lieury) ; le Service départemental de l'Aube (T. Migout, P. Plouviez, B. Rousselet) ; les lieutenants de louveterie de l'Aube (D. Bergerat, G. Dossot, J. Haumesser). Nous remercions vivement les responsables des GIC de la Sarce et du Barrois, ainsi que tous les piégeurs, déterreurs, gardes particuliers et chasseurs bénévoles qui ont participé à cette étude. L'étude expérimentale de l'impact de la prédation du renard sur le lièvre d'Europe dans l'Aube a été soutenue financièrement par la FRC de Champagne-Ardenne, la FDC de l'Aube et l'ONCFS. ●



▲ *Les résultats de cette étude suggèrent qu'en abaissant de 50 % la densité de renards sur le territoire, le nombre de jeunes lièvres par adulte augmente de 27 % en moyenne.*

Bibliographie

- Avril, A., Letty, J., Pradel, R., Léonard, Y., Santin-Janin, H. & Pontier, D. 2012. A multi-event model to study stage-dependent dispersal in radio-collared hares: when hunting promotes costly transience. *Ecology* 93: 1305-1316.
- Côté, I.M. & Sutherland, W.J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11: 395-405.
- Knauer, F., Küchenhoff, H. & Pilz, S. 2010. A statistical analysis of the relationship between red fox *Vulpes vulpes* and its prey species (grey partridge *Perdix perdix*, brown hare *Lepus europaeus* and rabbit *Oryctolagus cuniculus*) in Western Germany from 1958 to 1998. *Wildlife Biology* 16: 56-65.
- Lieury, N., Ruette, S., Devillard, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B. & Millon, A. 2015. Compensatory immigration challenges predator control: an experimental evidence-based approach improves management. *The Journal of Wildlife Management* 79: 425-434.
- Lieury, N., Ruette, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B., Letty, J., Urbaniac, C., Devillard, S. & Millon, A. 2016. Les prélèvements de renards limitent-ils leur densité ? La compensation par immigration, un concept-clé pour comprendre l'impact des prélèvements sur les populations de renards. *Faune sauvage* n° 310 : 10-16.
- Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hornfeldt, B., Jaderberg, L., Lemnell, P.A., Martinsson, B., Skold, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75: 1042-1049.
- Marboutin, E., Bray, Y., Péroux, R., Mauvy, B. & Lartiges, A. 2003. Population dynamics in European hare: breeding parameters and sustainable harvest rates. *Journal of Applied Ecology* 40: 580-591.
- Panek, M., Kamieniarz, R. & Bresiński, W. 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriologica* 51: 187-193.
- Reynolds, J.C., Stoate, C., Brockless, M.H., Aebischer, N.J. & Tapper, S.C. 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *European Journal of Wildlife Research* 56: 541-549.
- Stahl, P. & Migot, P. 1993. L'impact des prédateurs sur le petit gibier : une revue des enlèvements expérimentaux de prédateurs. In : *Actes du colloque Prédation et gestion des prédateurs*, Dourdan, 1-2 déc. 1992, *P. Migot & P. Stahl (éd.), ONC-UNFDC, Paris* : 21-35.
- Wincentz, T. 2009. Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. PhD thesis, Aarhus University, Denmark. 194 p. http:// www2.dmu.dk/pub/phd_trwj.pdf.

Gestion des territoires – Impact des pratiques agricoles

Comment réduire **l'impact** de la **fauche mécanique** des prairies sur le **petit gibier de plaine** ?

Résultats d'études menées dans le cadre d'Agrifaune


© J.-S. Guitton/ONCFS

Jean-Sébastien Guitton[1*],
Franck Drouyer[2],
Florian Marquet[1*,2],
François Omnès[1**]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes*, Saint-Benoist, Auffargis**.
[2] Fédération départementale des chasseurs d'Ille-et-Vilaine – Saint-Symphorien.

Contact : jean-sebastien.guitton@oncfs.gouv.fr

Lièvre retrouvé mort après la fauche d'une parcelle de luzerne.

Le machinisme agricole compte parmi les causes de mortalité importantes du lièvre d'Europe et d'autres espèces de petite faune de plaine. Des travaux menés dans le cadre du partenariat Agrifaune apportent de nouveaux éléments sur l'impact de la fauche et sur des solutions pour le réduire, même si la diversité des situations étudiées limite les possibilités d'en tirer des conclusions générales.

Pour les espèces animales qui gîtent ou nichent dans les milieux agricoles, les interventions mécaniques dans les parcelles représentent une cause de mortalité potentiellement importante. Dans les régions où les prairies et cultures fourragères sont abondantes, la fauche répétée entre mai et septembre constitue une intervention à risque pour les adultes et les jeunes de nombreuses espèces (Barbier, 1979 ; Reitz *et al.*, 1993 ; Milanov, 1996). C'est pour mieux comprendre l'impact de la fauche et examiner des moyens de le réduire que plusieurs études ont été menées depuis quelques années dans le cadre du partenariat Agrifaune. Cet article synthétise quelques-uns des principaux résultats obtenus.

Quel est l'impact de la fauche sur le lièvre et le petit gibier de plaine ?

Au moins 7 lièvres tués aux 100 hectares de luzerne en Ille-et-Vilaine

L'étude menée en Ille-et-Vilaine en 2009 et 2010, en partenariat entre l'ONCFS, la FDC 35 et la Coopédom (Coopérative de déshydratation de luzerne de Domagné), a consisté à rechercher des cadavres de lièvres après la fauche en procédant à un ratissage systématique. La fauche était réalisée de manière industrielle, avec des faucheuses roulant à 20 km/h de moyenne, avec une barre de fauche positionnée à l'avant du tracteur d'une largeur de 7 mètres (m). L'étude a porté au total sur 369 hectares (ha) de luzerne et a montré que la densité de lièvres trouvés morts après une fauche était de l'ordre de 7 individus/100 ha. Cet impact est nécessairement sous-estimé et constitue donc un minimum puisque l'inventaire des cadavres n'est pas exhaustif, certains d'entre eux étant dissimulés sous les andains de luzerne fauchée. C'est particulièrement le cas des éventuels levrauts, dont la probabilité de détection est faible.

Multiplié par quatre pour intégrer les quatre fauches annuelles, et rapporté à une

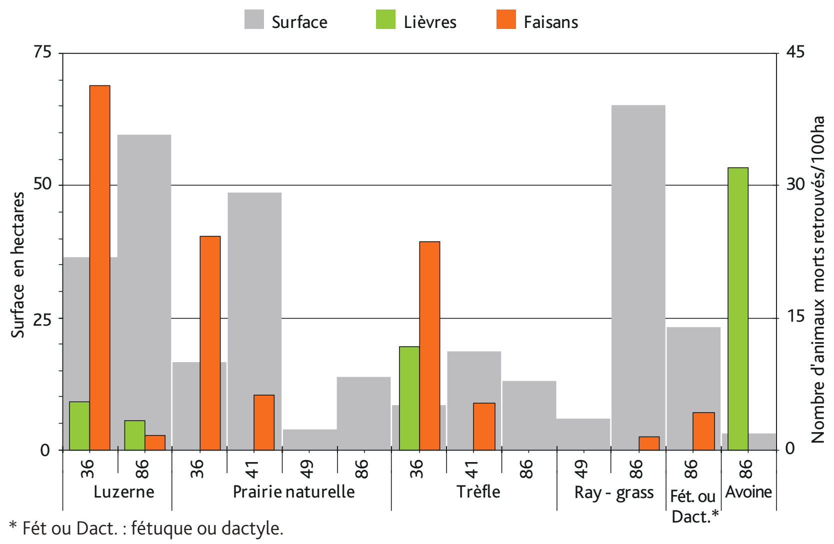
zone plus large correspondant à une soixantaine de communes, ce chiffre minimum de 7 lièvres/100 ha correspond à environ 500 lièvres tués par la fauche de luzerne dans la zone considérée. Il est donc du même ordre de grandeur que le prélèvement cynégétique, puisque le plan de chasse sur cette large zone prévoit 850 attributions. En Allemagne, Kitter (1979) a estimé que dans les années 1970, le machinisme agricole tuait un nombre de lièvres et de faisans équivalent à respectivement 13 % et 22 % du tableau de chasse annuel de ces espèces.

Des résultats variables dans différents départements et différentes cultures fourragères

Dans le cadre du Groupe technique national Agrifaune sur le machinisme agricole, des observations ont été menées en conditions normales de fauche (sans effarouchement) en 2014 et 2015 par plusieurs fédérations départementales des chasseurs (FDC 36, 41, 49, 86) sur environ 300 ha, principalement de luzerne et de prairie naturelle, mais aussi de trèfle et d'autres cultures fourragères.

La densité de cadavres de lièvres retrouvés après la fauche a été variable d'un type de culture à l'autre (*figure 1*). Elle a été d'environ 4 lièvres/100 ha de luzerne dans les départements de l'Indre et de la Vienne (96 ha prospectés), alors qu'aucun cadavre n'a été retrouvé sur les 83 ha de prairies naturelles étudiées dans les quatre départements. La même observation avait été faite en Ille-et-Vilaine lors d'une étude réalisée en 2011 dans des prairies naturelles. Les densités de cadavres estimées dans le trèfle dans l'Indre ou dans l'avoine dans la Vienne ne sont pas significatives, car elles correspondent à chaque fois à un cadavre retrouvé dans 8,5 ha et 3 ha respectivement. Concernant le faisan, les résultats sont très variables d'un département à l'autre, probablement en lien avec les différences d'abondance de l'espèce (*figure 1*). La majorité des cadavres a été découverte dans l'Indre, en particulier dans les parcelles de luzerne (15 dans 36,4 ha, soit 41 cadavres/100 ha), mais aussi dans la prairie naturelle ou le trèfle (6 pour 25 ha, soit environ 24 cadavres/100 ha). Dans le Loir-et-Cher, la densité de faisans morts retrouvés dans la prairie naturelle ou le trèfle a été de 6/100 ha (4 cadavres pour 67 ha étudiés). Dans les autres départements et dans une diversité de cultures, seulement 3 faisans ont été découverts dans près de 190 ha étudiés.

Figure 1 **Nombre de cadavres de lièvres et de faisans retrouvés après la fauche pour 100 hectares étudiés dans chaque département selon le type de culture.**



* Fét ou Dact. : fétuque ou dactyle.

Fauche de luzerne à une vitesse moyenne de 20 km/h avec une barre de coupe de 7 mètres de largeur.



Ces valeurs donnent une idée de l'impact potentiel de la fauche sur le lièvre ou le faisan, mais à l'évidence son importance dépend de l'abondance des espèces dans les secteurs considérés. L'impact global dépend aussi de la proportion de cultures fourragères dans le territoire.

Deux autres paramètres déterminent l'impact de la fauche qui ont fait l'objet d'études supplémentaires concernant le lièvre dans le cadre d'Agrifaune : l'attractivité (et donc la fréquentation) des cultures en journée au moment de la fauche (***encadré***), et la proportion d'animaux présents dans la parcelle qui sont tués par la faucheuse.

Quel taux de mortalité des lièvres présents au moment de la fauche de luzerne ?

Lorsque les lièvres ont choisi la luzerne comme lieu de gîte diurne et qu'ils y sont présents au moment de la fauche, quelle chance ont-ils d'en sortir vivants ? Il est possible d'estimer un taux de mortalité a minima, en divisant le nombre de lièvres retrouvés morts par la somme des lièvres morts et des lièvres observés s'enfuyant pendant la fauche, grâce à des observateurs postés autour de la parcelle. Lors de l'étude menée en 2009 et 2010 en Ille-et-Vilaine sur 149 et 220 ha de luzerne, ce taux a été estimé à 17 % et 15 % respectivement. Dans la Vienne, en 2014 et 2015, sur 19 et 36 ha de luzerne, il a été de 17 % et 3 % (correspondant à chaque fois à 1 lièvre trouvé mort pour 5 et 35 lièvres vus vivants respectivement). Ces valeurs sont des minimums car, s'il est possible de ne pas détecter des lièvres s'échappant de la parcelle au début de la fauche, la probabilité de ne pas voir un cadavre sous les andains est encore plus élevée. Par ailleurs, l'estimation ne concerne que les lièvres de taille adulte, les levrauts étant difficiles à observer – morts ou vivants. Dans la Marne, Reitz *et al.* (1993) avaient estimé ce taux à 11 % dans la luzerne à partir de dénombrements réalisés depuis la faucheuse. Pour le lapin et la perdrix grise, leur estimation du taux de mortalité était de 23 % et 13 % respectivement.

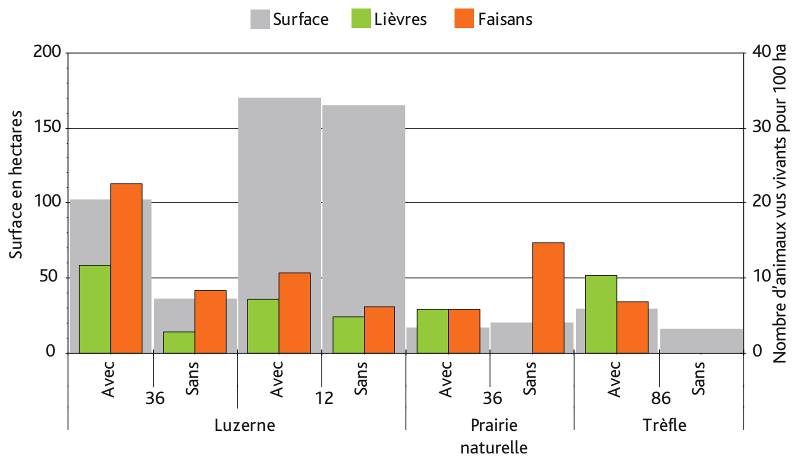
Comment réduire l'impact de la fauche ?

Ces taux de mortalité ne sont donc pas négligeables, d'autant qu'ils s'appliquent à chacune des fauches (la luzerne étant fauchée 3 à 5 fois par an). Diverses approches ont été proposées, et parfois testées, pour les réduire.

Des tests pour évaluer l'efficacité de la barre d'effarouchement

Depuis de nombreuses années, les barres d'effarouchement font partie des solutions envisagées (Green, 1998). Tester rigoureusement leur efficacité s'avère cependant compliqué, car mettre en évidence une différence statistiquement significative de mortalité lors d'une fauche avec barre ou sans barre nécessite d'observer un nombre important d'animaux. Il ne suffit pas d'observer des animaux qui fuient devant une barre d'effarouchement pour démontrer son efficacité, car on en observe aussi qui fuient lorsqu'il n'y a pas de barre (voir ci-après et ***figure 2***). Par ailleurs, les caractéristiques des parcelles fauchées doivent être strictement comparables. Les travaux menés par les FDC 12, 36, 41, 49, 72 et 86 dans le cadre du Groupe technique national

Figure 2 Nombre de lièvres et faisans vus fuyant devant la faucheuse pour 100 hectares étudiés dans chaque département selon le type de culture et avec ou sans barre d'effarouchement.



▼ *Faucheuse munie d'une barre d'effarouchement « Jourdant ».*



▶ Encadré • Dans quels types de parcelles les lièvres préfèrent-ils se gîter ?

Pour étudier le comportement des lièvres dans leur choix de gîte diurne, 37 individus ont été capturés et équipés de colliers émetteurs en 2012, 2013 et 2014 dans la zone d'Ille-et-Vilaine où l'impact global de la fauche de luzerne avait déjà été étudié (voir corps de l'article). Leur gîte diurne a été localisé 4 à 5 fois par semaine entre les mois d'avril et septembre. L'habitat de la zone d'étude a été cartographié, et la hauteur de végétation mesurée régulièrement dans un échantillon de parcelles. La sélection d'un habitat par un animal est définie comme une utilisation de cet habitat plus fréquente que si son utilisation des différents types d'habitats était proportionnelle à leur disponibilité dans le paysage. Pour chaque lièvre, l'habitat disponible a été défini comme la surface de son domaine vital (estimé par la méthode du polygone convexe minimal). Comme la hauteur de végétation d'une parcelle (et donc son attractivité potentielle) change continuellement au cours du temps, la comparaison de l'habitat utilisé et de l'habitat disponible pour chaque individu a été réalisée sur des périodes de deux semaines, ce qui représente 188 lièvres-périodes sur l'ensemble de l'étude.

Les analyses statistiques ont montré que les différentes cultures n'ont évidemment pas la même attractivité aux différentes périodes, en lien avec leur variation de hauteur, mais que la hauteur de végétation n'est pas non plus un critère suffisant pour déterminer le niveau d'utilisation d'une parcelle. Ainsi, si les céréales en début de croissance se révèlent attractives, elles le sont ensuite de moins en moins au fur et à mesure qu'elles grandissent et murissent ; en parallèle, les parcelles de maïs ont une hauteur de végétation qui augmente et deviennent davantage sélectionnées par les lièvres. Ce changement progressif de l'utilisation des parcelles se traduit par un changement du classement des cultures préférées par les lièvres au cours de la saison[1] dans la zone étudiée : entre mi-avril et mi-juin, les céréales sont préférées aux autres cultures, le sol des parcelles de maïs étant presque nu, alors qu'entre mi-juillet et mi-septembre, ces champs de maïs sont largement sélectionnés par les lièvres pour gîter, même lorsque les céréales sont encore sur pied (***figures A*** et ***B***). Ces résultats traduisent que la structure et la densité de végétation (sans doute trop élevée dans les parcelles de céréales hautes alors que le maïs présente des pieds espacés) jouent un rôle important dans l'attractivité d'une culture. En outre, cette étude montre que cette attractivité est à considérer de manière relative : le choix de gîter dans une culture plutôt que dans une autre à un moment donné, et donc le risque d'être tué pendant la fauche, dépend des milieux disponibles dans l'environnement proche de l'animal.

La proportion de luzerne dans les domaines vitaux des lièvres était trop faible pour étudier avec précision son attractivité. On constate simplement que, d'une manière globale, elle n'est pas particulièrement sélectionnée. Cependant, les résultats généraux obtenus dans cette étude permettent de suggérer que les parcelles de luzerne sont probablement plus attractives lorsqu'elles ne sont pas trop denses, et lorsque les couverts végétaux sont insuffisants dans les parcelles voisines. C'est sans doute dans ces situations qu'elles représentent le danger le plus important pour les lièvres au moment de la fauche des parcelles.

Figure A **Proportion de localisations diurnes de lièvres par semaine (cumulées entre 2012 et 2014) dans les principaux types de cultures.**

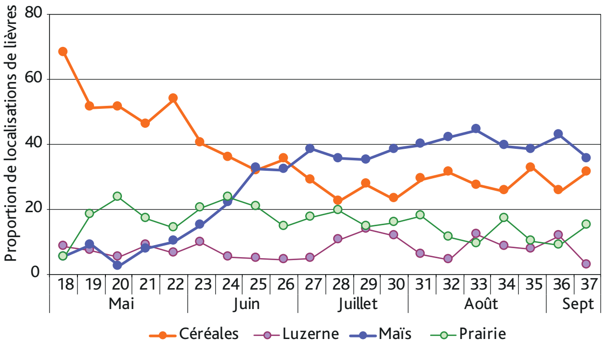
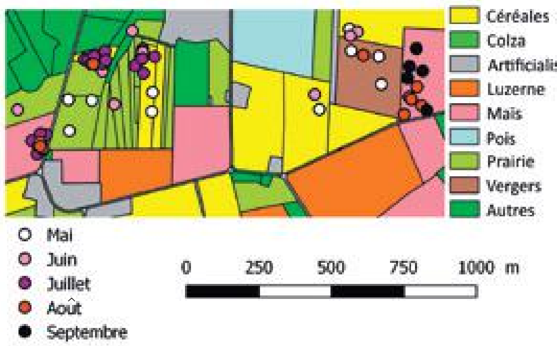


Figure B **Localisations diurnes d'un lièvre adulte entre mai et septembre.**



Au cours des mois de mai (points blancs) et juin (points rose clair), l'essentiel des gîtes diurnes de cet individu étaient situés dans des prairies et des parcelles de céréales. En juillet (points rose foncé) et en août (points rouges), alors que le maïs était devenu haut, que les céréales étaient mûres puis avaient été moissonnées, il a progressivement privilégié des parcelles de maïs, d'abord celle située à gauche de la carte puis celle située à droite. En septembre (points noirs), l'intégralité des gîtes diurnes étaient situés dans une parcelle de maïs. A cette époque, cette culture représente l'essentiel du couvert végétal disponible. On constate donc que ce lièvre a progressivement modifié son utilisation de l'espace. On remarque qu'il n'a pas utilisé la parcelle de maïs située au milieu de son domaine vital dans laquelle, en revanche, deux autres lièvres équipés de colliers émetteurs gîtaient régulièrement. Peut-être cet évitement était-il justement lié à la présence de ces congénères ?



▲ *Lièvre équipé d'un collier émetteur dans le cadre de l'étude.*

[1] Obtenu par analyse compositionnelle (Aebischer *et al.*, 1983).

Agrifaune sur le machinisme, ont eu comme objectif d'apporter des éléments de réponse. Nous ne comparons ici que les situations où des parcelles du même type de culture, et d'une surface totale supérieure à 15 ha, ont été fauchées avec et sans barre d'effarouchement dans le même département.

Un premier protocole consistait à dénombrer les animaux qui fuient quelques mètres devant la faucheuse, avec ou sans barre d'effarouchement. La comparaison a été possible dans l'Indre pour les parcelles de luzerne et de prairie naturelle, dans l'Aveyron pour la luzerne et dans la Vienne pour le trèfle. Le nombre de lièvres et de faisans vus s'échappant devant la faucheuse, pour 100 ha fauchés, a toujours été plus important avec la barre d'effarouchement que sans, à l'exception des faisans dans les prairies naturelles de l'Indre (***figure 2***). Cependant, dans ce dernier cas de figure, la densité de nids de faisans était 8 fois plus importante dans les parcelles fauchées sans barre, ce qui laisse penser que les faisans présents y étaient beaucoup plus nombreux. Ces résultats confortent donc l'hypothèse d'une efficacité de la barre d'effarouchement, même s'il faut signaler qu'en raison des tailles d'échantillon limitées, la différence n'était statistiquement significative que dans la moitié des cas.

Un deuxième protocole consistait à comparer la densité de cadavres d'adultes retrouvés après la fauche, avec ou sans barre d'effarouchement. Seules les données obtenues pour la luzerne dans l'Indre permettent cette comparaison. Dans ce département, 49 ha et 36 ha de luzerne ont été fauchés avec et sans barre respectivement (***tableau***). Un cadavre de lièvre a été retrouvé dans une parcelle fauchée sans barre d'effarouchement, aucun dans les parcelles fauchées avec barre. Mais l'échantillon est évidemment trop limité pour apporter une conclusion. Concernant le faisan, les 15 adultes retrouvés morts l'ont tous été dans des parcelles fauchées sans barre d'effarouchement, et la différence avec l'absence de cadavres dans les parcelles fauchées avec barre est statistiquement significative. La densité de nids retrouvés était comparable dans les deux types de parcelles, ce qui réduit le risque de biais lié à l'abondance relative de faisans.

Tableau **Nombre (et densité) de lièvres et faisans retrouvés morts après la fauche de luzerne dans le département de l'Indre, avec et sans barre d'effarouchement.**

	Surface étudiée	Lièvres adultes morts	Faisans adultes morts
Avec barre d'effarouchement	49,3 (ha)	0	0
Sans barre d'effarouchement	36,4 (ha)	1 (3/100 ha)	15 (41/100 ha)



▲ *Les résultats de l'étude suggèrent que la barre d'effarouchement permet de réduire la mortalité induite par la fauche, notamment pour le faisan.*

Un outil qui peut s'avérer utile

Les résultats suggèrent donc que la barre d'effarouchement permet de réduire la mortalité induite par la fauche, notamment pour le faisan, même si le nombre limité d'observations et les conditions expérimentales empêchent de conclure de manière précise et définitive. Ils viennent appuyer l'expertise de terrain qui laisse penser que, en raison de la biologie de ces espèces (lièvre tapé ou poule qui reste sur son nid), l'utilisation d'une barre d'effarouchement doit permettre d'épargner au moins une partie des animaux présents dans la parcelle.

L'utilisation plus systématique de barres d'effarouchement est cependant confrontée à différents enjeux. Tout d'abord, leur installation sur la faucheuse doit représenter une contrainte limitée pour l'agriculteur ou l'entreprise qui réalise les travaux. Plusieurs fabricants et fédérations de chasseurs y travaillent. Par ailleurs, les barres d'effarouchement existantes n'étant pas adaptées aux barres de fauche frontales qui se développent aujourd'hui, il est nécessaire de concevoir et tester un nouveau matériel. Enfin, indépendamment de ces considérations techniques, il faut noter que ces résultats ont été obtenus lors de fauches menées à environ 10 km/h, avec des barres de coupes latérales de 3 à 4 m de longueur. Or la vitesse de plus en plus élevée des faucheuses, l'augmentation de la largeur des barres de fauche et l'utilisation simultanée de plusieurs faucheuses dans une même parcelle réduisent beaucoup l'intérêt des barres d'effarouchement, et questionnent sur leur utilisation à l'avenir. En effet, même si elles font fuir des animaux, la probabilité de réchapper aux lames de la machine est sans doute faible…

La télédétection n'est pas efficace

Une autre solution technique envisagée est la détection à distance du gibier grâce à une caméra infrarouge. L'objectif est d'équiper les faucheuses afin de détecter les animaux présents dans la végétation, et donc de permettre au conducteur de l'engin de ralentir ou d'arrêter la faucheuse pour leur laisser le temps de s'enfuir. Une étude menée par Steen *et al.* (2012) suggère que les perdrix ou lièvres peuvent être détectés, à condition que la végétation ne soit pas trop dense. Leur caméra est associée à un logiciel d'analyse automatique des images. Cependant, les essais que nous avons réalisés ne sont pas aussi positifs. La moindre épaisseur de végétation masquait toute détection des animaux, et inversement une zone moins couverte par la végétation provoquait une tache blanche sur l'écran en raison de la chaleur du sol. À la vitesse à laquelle roulent les faucheuses (environ 10 km/h, voire parfois plus de 20 km/h), la détection d'un animal et surtout une réaction appropriée du chauffeur nous semblent donc très improbables. De nouvelles pistes sont explorées par des chercheurs européens, par exemple en utilisant des drones combinant différents capteurs ou un système de relevage automatique de la barre de coupe. Leurs performances n'ont pas encore été évaluées.

La disponibilité en couvert alternatif

L'étude du milieu dans lequel gîtent les lièvres, menée en Ille-et-Vilaine, suggère que l'impact de la fauche sera plus faible si on évite de faucher des luzernes peu denses, ou si, dans ces parcelles, le chauffeur fait preuve d'une attention particulière et d'une vitesse réduite. Les parcelles seront également d'autant plus fréquentées par les lièvres, et donc potentiellement plus dangereuses, si l'environnement alentour est constitué de végétation peu attractive – c'est-à-dire avec un couvert trop bas ou trop dense. Implanter des cultures, des jachères « faune sauvage » ou des bandes de végétation attractive à proximité des parcelles fauchées devrait donc permettre de limiter la mortalité induite par la fauche. En Ille-et-Vilaine, selon la saison, céréales et maïs étaient ainsi nettement préférées à la luzerne comme lieu de gîte (*encadré*).

Autres solutions

D'autres mesures peuvent être classiquement conseillées, même si elles n'ont pas été étudiées dans le cadre des programmes Agrifaune. Celle qui a le moins d'impact pour l'agriculteur est probablement d'éviter toute fauche centripète, consistant à faucher en dernier la partie centrale d'une grande parcelle, ce qui risque de concentrer les animaux qui y restent prisonniers. Démarrer la fauche par le centre, ou par un côté en repoussant les animaux vers l'autre côté, doit favoriser leur fuite sans qu'ils aient à parcourir une grande distance à découvert (Broyer, 1996). La généralisation des faucheuses frontales, ou des groupes de fauche associant une faucheuse frontale et une faucheuse tractée déportée, facilite d'ailleurs grandement la mise en œuvre de cette pratique. La limitation de la vitesse, l'ajustement de la barre de coupe à une hauteur d'au moins 20 cm du sol, le retard de la date de fauche (*a minima* d'une bande-refuge en bordure) ou la mise en place de couverts plus tardifs sont d'autres recommandations pertinentes (Bro *et al.*, 2007). Retarder la fauche (ou ne pas faucher) au niveau des bordures est particulièrement bénéfique pour les espèces qui y nichent de manière préférentielle, comme la perdrix grise dont le taux d'éclosion dans les cultures fourragères est très faible en raison des destructions par les faucheuses (Bro *et al.*, 2013). En revanche, l'effaroucheur sonore, testé dans les années 1990 dans des conditions réelles, n'avait quant à lui pas fait la preuve de son efficacité (Reitz *et al.*, 1993).

Remerciements

Nous remercions le personnel technique et les stagiaires des FDC 12, 35, 36, 41, 49, 72 et 86 qui ont recueilli les données sur le terrain, ainsi que Clément Calenge (ONCFS) qui a participé aux analyses de sélection d'habitat du lièvre. ●

Bibliographie

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. & Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313-1325.
- Barbier, L. 1979. Incidence des coupes de luzerne à déshydrater sur la faune locale. *Bulletin Mensuel ONC* n° 26 : 18-21.
- Bro, E., Marchandeau, S., Mayot, P., Péroux, R., Ponce-Boutin, F., Reitz, F., Boutin, J.-M. & Eraud, C. 2007. La faune sauvage en milieux cultivés – Comment gérer le petit gibier et ses habitats. *Brochure Technique et faune sauvage*. ONCFS. 79 p.
- Bro, E., Millot, F., Delorme, R., Polvé, C., Mangin, E., Godard, A., Tardif, F., Gouache, C., Sion, I. & Brault, X. 2013. PeGASE, bilan synthétique d'une étude perdrix grise « population-environnement ». *Faune sauvage* n° 298 : 17-48.
- Broyer, J. 1996. Les « fenaisons centrifuges », une méthode pour réduire la mortalité des jeunes râles de genêts *Crex Crex* et cailles des blés *Coturnix Coturnix*. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 51 : 269-276.
- Green, C., 1998. Reducing mortality of grassland wildlife during haying and wheat-harvesting operations. *Oklahoma State University Forestry Publications*: 1-4.
- Kittler, L. 1979. Wildverluste durch den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen nach einer Erhebung aus dem Jagdjahr 1976/77 in Nordrhein-Westfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 25 : 22-32.
- Milanov, Z.B. 1996. Effect of mowing fodder plants on small game populations in central Bulgaria, *Proceedings of the International Union of Game Biologist XXII Congress: The Game and the Man*: 394-397.
- Reitz, F., Gouache, C., Soyez, D., Serre, D., Gerard, O., Larbre, M. & Vilmin, S. 1993. L'effaroucheur électronique à ultrasons 'Game system' : quelle efficacité pour le lièvre ? *Bulletin Mensuel ONC* n° 184 : 10-15.
- Steen, K.A., Villa-Henriksen, A., Therkildsen, O.R. & Green, O. 2012. Automatic detection of animals in mowing operations using thermal cameras. *Sensors* 12: 7587-7597.

▼ *La fauche centripète (photo) n'est pas recommandable, car elle risque de piéger les animaux dans la partie centrale de la parcelle. Mieux vaut démarrer la fauche par le milieu ou un côté pour favoriser leur fuite.*



Faune sauvage N° 317 | 4e trimestre 2017

Mauvaises reproductions des **perdrix grises** ces dernières années

Quel rôle des moissons des céréales ?



© E. Millot, agriculteur

Florian Millot, Élisabeth Bro, François Omnès, François Reitz
ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : florian.millot@oncfs.gouv.fr

Il est souvent affirmé que les moissons sont au fil des ans toujours plus précoces et rapides, et donc sources de plus grandes pertes en nids de perdrix. Si on se réfère aux récoltes du milieu des années 1950, qui pouvaient continuer jusque début septembre dans de nombreuses régions, il est indéniable qu'elles sont plus précoces et rapides aujourd'hui. Mais qu'en est-il vraiment sur les 15-30 dernières années ? Et quelle influence les moissons ont-elles sur les mauvaises reproductions des perdrix grises ? Quelques éléments de réponse sont apportés ici.

Plusieurs études de suivi de la perdrix grise par radiopistage ont permis d'estimer que la récolte des céréales à paille, sites de nidification privilégiés pour cette espèce, représente en moyenne 1 % environ des causes d'échec des premiers nids (n = 278) et 11 % de ceux de « remplacement »[1] (n = 175) – (sources : ENPG 1995-1997, voir Reitz & Mayot, 1997 et données PéGASE, voir Bro *et al.*, 2013). Si cette cause d'échec paraît « négligeable » pour les premières pontes, ce n'est pas le cas pour celles de remplacement qui représentent tout de même entre 30 et 65 % de la totalité des pontes écloses selon les années (Bro *et al.*, 2013). En outre, les moissons peuvent avoir d'autres effets que la destruction de nids. Par exemple, une plus grande vulnérabilité aux prédateurs d'œufs ou de poussins, liée à la disparition des couverts occasionnée par les moissons, est souvent reportée (Bro *et al.* 2013), sans toutefois être quantifiée. À des échelles locales (communes ou secteurs de territoires), la récolte des céréales pourrait bien avoir des effets marqués sur la reproduction (Millot *et al.*, 2011).

Les données du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC montrent une diminution continue du nombre de compagnies avec des jeunes issus de nids de remplacement (Reitz & Mayot, ce numéro). Une des explications envisagées de ce phénomène serait un avancement des dates de récolte, éventuellement associé à un accroissement de la vitesse de réalisation de ces travaux. En effet, plus les moissons sont précoces et plus le risque est grand qu'elles détruisent des pontes – en particulier celles de remplacement, non encore écloses. Afin d'apporter des éléments de réponse à cette hypothèse, nous avons donc recherché des données historiques sur l'évolution des dates de moissons.

Des données difficiles à trouver sous un format détaillé

Force est de constater qu'il est difficile de trouver des données historiques (sur trente ans) facilement accessibles et suffisamment détaillées (*e.g.* données régionalisées, évolution journalière de la superficie récoltée, *etc.*) pour mener des analyses approfondies. Nous avons néanmoins réussi à récupérer trois sources d'informations complémentaires.

La première provient de la Coopérative de Boisseaux, située dans le nord du Loiret. Cette coopérative représente 120 exploitations. Les données fournies couvrent la période 2003-2016. Elles apportent donc des informations sur du moyen terme (quatorze ans) à l'échelle de quelques communes.

La seconde provient d'une exploitation agricole située au sud de la Marne. Les informations sont donc très locales mais couvrent une période de trente ans (1988-2017).

La troisième provient du programme Céré'Obs de FranceAgriMer (https://cereobs.franceagrimer.fr/). L'objectif de ce programme est de suivre l'état d'avancement des cultures céréalières (blés, orges et maïs) du semis à la récolte. Pour notre étude nous ont été fournies les évolutions journalières de la surface récoltée de blés et d'orges sur la période 2011-2016[2], pour les (anciennes) régions Centre et Picardie. Les informations sont donc à une échelle régionale, mais sur du court terme (six ans).

[1] Pontes écloses après le 30 juin.
[2] Le programme Céré'Obs a débuté en 2010-2011 pour les premières régions suivies.

Des moissons précoces plus fréquentes, mais pas de tendance continue

Que ce soit sur les quinze ou trente dernières années (*figure 1*), les récoltes de blé tendre ne montrent pas clairement une tendance continue à être de plus en plus précoces, contrairement à ce qui est souvent affirmé. Par contre, on observe une augmentation de la variabilité interannuelle des dates de récolte (*figure 1*). Elle est en partie liée à la survenue « régulière » d'années très précoces. Pour les données de « Boisseaux », les deux années les plus précoces, durant lesquelles 50 % du blé tendre a été collecté avant le 14 juillet, sont survenues après 2010. Pour celles de la « Marne », sur la période de 2003 à 2017, il y a eu cinq années pour lesquelles 50 % du blé tendre a été collecté avant le 20 juillet, contre une seule sur la période 1988-2002.

Par ailleurs, nous n'avons trouvé aucune tendance à ce que les récoltes de blé tendre soient de plus en plus rapides[3]. Elles ont duré en moyenne 15 [9 - 27] et 13 [3 - 29] jours respectivement pour les donnés de « Boisseaux » et de la « Marne ».

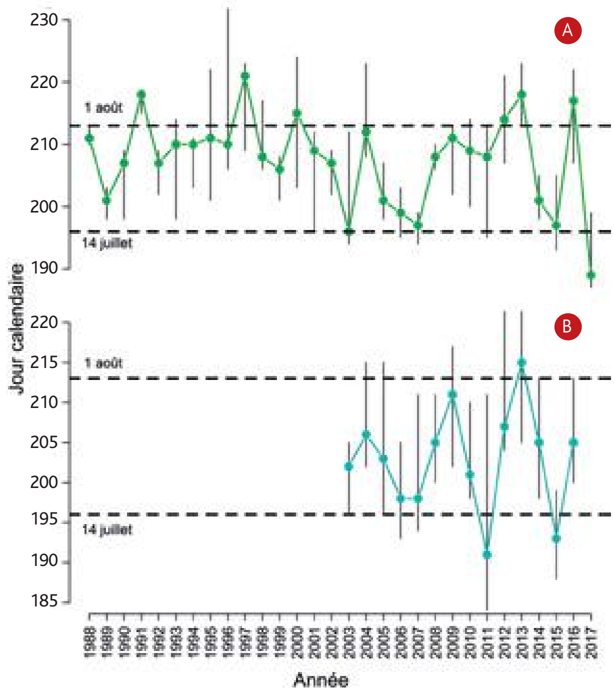
Des résultats similaires ont été trouvés pour la récolte des orges, avec notamment une augmentation de la variabilité ces dernières années. Toutefois, on observe une légère tendance à une plus grande précocité des récoltes de l'orge d'hiver (moins 1 jour en moyenne tous les cinq ans – données « Marne »).

Une bonne reproduction des perdrix grises les années à moissons précoces

Afin d'évaluer l'impact potentiel des récoltes de céréales sur la reproduction des perdrix grises, nous avons estimé, pour chaque année, l'évolution journalière de la disparition des couverts de céréales. Pour cela, nous avons déterminé la part relative du blé tendre, de l'orge d'hiver et de l'orge de printemps dans la surface totale de céréales grâce aux données de la statistique agricole annuelle[4] (www.agreste.agriculture.gouv.fr). La reproduction des perdrix grises a été meilleure les années où les moissons ont été précoces (*figure 2*). Ce résultat a déjà été mis en évidence lors de l'étude PeGASE (Bro *et al.*, 2013). Elle s'explique très vraisemblablement par l'influence globale des conditions météorologiques de la fin du printemps-début d'été. Une météo favorable à une moisson précoce est, en général, aussi favorable à une meilleure réussite des premières pontes (Bro *et al.*, 2013), laquelle détermine en grande partie le succès de la reproduction (Reitz, 1988 ; Bro *et al.*, 2013).

Figure 1 **Évolution de la chronologie de la récolte* du blé tendre sur une exploitation du sud de la Marne (A) et dans le nord de la région Centre (B) (données « Boisseaux »).**
Les points indiquent la date à laquelle 50 % de la quantité annuelle de blé tendre a été récoltée ; les barres verticales 5 et 95 %.

* Les données correspondent ici à la proportion journalière de blé tendre collecté sur les mois de juin à août. Nous avons donc fait l'hypothèse que la proportion annuelle de céréales collectées un jour donné corresponde en moyenne à la proportion annuelle de la surface récoltée ce même jour.





▲ *Une météo favorable à une moisson précoce bénéficie généralement aussi à la réussite des premières pontes de la perdrix grise, et par suite au succès global de sa reproduction.*

La diminution du recoquetage : un effet des moissons ?

Afin d'évaluer si les récoltes de céréales jouent un rôle dans la diminution des compagnies issues de nids de remplacement, nous avons étudié les relations potentielles entre la précocité des récoltes (blé et orges) et la réussite du recoquetage (*figure 3* – voir Reitz & Mayot, ce numéro). Aucune relation claire n'a été trouvée entre ces deux paramètres (*figure 3*). Néanmoins, pour la Picardie, on observe une légère tendance à une meilleure réussite du recoquetage les années à moissons précoces. Cette relation est cependant peu robuste, car elle ne repose que sur six années. Ces analyses nécessiteraient donc d'être approfondies avec des séries temporelles plus longues et à des échelles infrarégionales. En effet, la diminution du nombre de compagnies issues de nids de remplacement semble avoir

[3] Rapidité déterminée par le nombre de jours écoulés entre les dates auxquelles 5 % et 95 % des céréales ont été collectées.
[4] Réalisée par le service de la statistique de l'évaluation et de la prospective du ministère de l'Agriculture.

commencé dès les années 1980 (Reitz & Mayot, ce numéro), alors que les données sur lesquelles reposent nos analyses remontent à 2003 (données « Boisseaux »).

La combinaison de l'évolution de plusieurs paramètres agricoles ?

Les résultats présentés ici n'étayent donc pas l'hypothèse que la diminution continue du nombre de compagnies issues de nids de remplacement soit le résultat des effets provoqués par des récoltes constamment plus précoces. D'autres arguments viennent aussi écarter cette hypothèse. Le nombre de compagnies issues de nids de remplacement a similairement diminué en régions Centre et Picardie (données du réseau Perdrix-Faisan non publiées). Pourtant, contrairement à la région Centre, les moissons ne semblent présenter qu'un risque limité pour les nids de remplacement en Picardie. La date médiane de récolte des céréales (50 % de la surface récoltée) y survient en moyenne après le 1er août, soit 15 jours plus tard qu'en région Centre (données « Céré'Obs»). Or, la proportion de nids éclos après juillet représente en moyenne 5 % de la totalité des pontes écloses (sources : ENPG 1995-1997 et données PeGASE).

Il reste pourtant difficile à croire, pour quiconque observe la physionomie des plaines de grandes cultures après les moissons, que ces travaux agricoles n'aient qu'un impact limité sur les populations de perdrix grises. D'autres caractéristiques des plaines agricoles, comme les assolements, ou bien la gestion des résidus de récolte, ont également évolué ces dernières années. C'est certainement plus la combinaison de ces différentes évolutions, que l'effet d'un seul de ces paramètres, qui a contribué à la diminution du nombre de compagnies issues de nids de remplacement. En région Centre,

Figure 2 **Relation entre le succès reproducteur des perdrix grises* et la date médiane de récolte des céréales (date à laquelle 50 % de la surface de céréales - *blé et orges* - a été récoltée).**
Un point représente une année.

* Source : réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC, données correspondant aux mêmes régions ou départements que les données de moissons

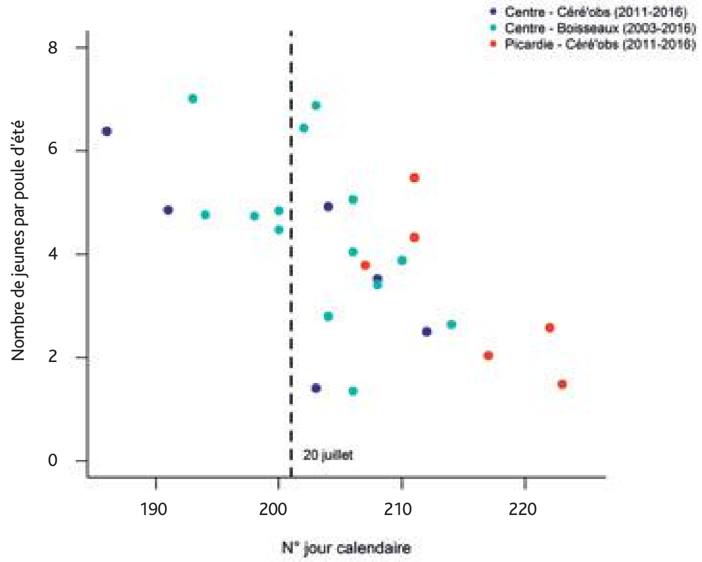
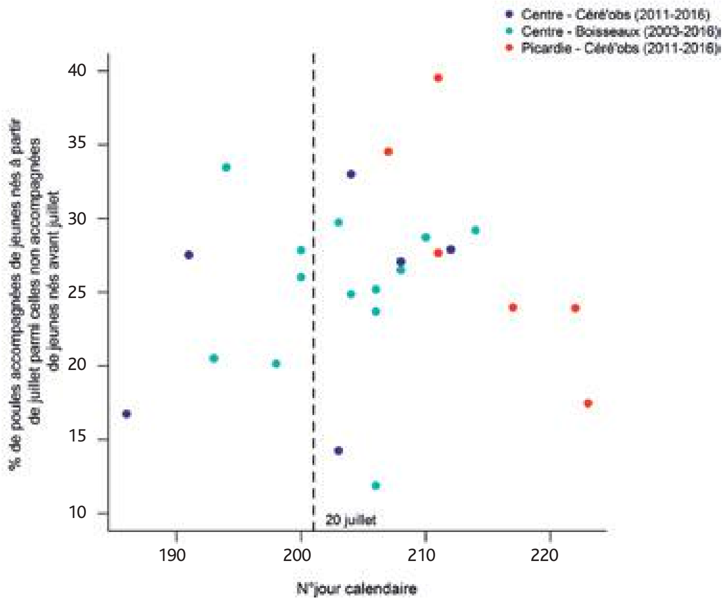


Figure 3 **Réussite du recoquetage (proportion de poules vues en fin d'été accompagnées de jeunes nés à partir de juillet, rapportée à l'ensemble des poules non accompagnées de jeunes nés avant fin juin) et date médiane de récolte des céréales (date à laquelle 50 % de la surface de céréales – *blé et orges* – a été récoltée).**



▼ *Le déchaumage plus précoce des résidus de cultures pourrait contribuer à la baisse de la réussite des nichées de remplacement.*



les statistiques agricoles montrent une nette simplification de l'assolement, avec une diminution du tournesol et du maïs au profit du colza. La surface de ces deux premières cultures est passée d'un peu plus de 400 000 ha en 1989 à moins de 160 000 ha en 2016 (soit - 60%), contre un peu moins de 90 000 ha à plus de 310 000 ha pour le colza (soit + 240 %). Au contraire du colza, le maïs et le tournesol sont les seules rares cultures encore en place après les moissons. Ils apportent donc des couverts de protection susceptibles d'être favorables à la survie des perdrix. Un effet « positif » du maïs – lorsque sa sole reste à une proportion modérée – a d'ailleurs été mentionné par plusieurs travaux (*e.g.* Bro et al., 2008 ; Millot *et al.*, 2011). Les poussins de quelques semaines étant très vulnérables, il est donc possible que la moindre disponibilité de ces « couverts d'automne » entraîne une augmentation de leur mortalité. En Picardie, la sole de colza a aussi progressé (41 000 ha en 1989 contre 130 000 ha en 2016, soit + 220 %). Toutefois, cela s'est davantage réalisé au détriment des protéagineux (102 000 ha en 1989 contre 33 000 ha en 2016, soit - 67 %), bien que la surface du maïs et du tournesol ait également diminué (52 000 ha en 1989 contre 33 000 ha en 2016, soit - 37 %). Pour cette région, donc, l'évolution de l'assolement va moins dans le sens d'une nette diminution de la disponibilité des « couverts d'automne » (les protéagineux étant récoltés globalement en été comme les céréales).

Par ailleurs, bien que nous ne disposions pas d'informations pour le quantifier, il est aussi souvent rapporté que le déchaumage des résidus de cultures est actuellement réalisé plus tôt en saison (*i.e.* dans les jours qui suivent les récoltes). L'évolution de cette pratique a pu, également, contribuer à diminuer la disponibilité en couvert après les moissons, apportant à la fois protection et alimentation pour de jeunes poussins.

En attendant, que faire ?

Même si aucune tendance continue ne se dégage clairement de ces résultats, on constate néanmoins la survenue fréquente d'années à moissons très précoces. Du fait des changements globaux annoncés, il y a de forts risques que ce phénomène s'accentue dans les années à venir, que ce soit en matière d'accroissement de la précocité ou de fréquence d'années très précoces. Et cela est sans prendre en compte les stratégies d'évolution variétale envisagées, afin de limiter le risque de perte de rendement lié à ces changements climatiques. Par exemple pour le blé, il est envisagé la sélection de variétés plus précoces à l'épiaison, pour contenir l'augmentation du risque de la survenue de températures échaudantes au cours de la période de remplissage des grains (voir Gate *et al.*, 2008.).

Dans ces conditions, des méthodes de cultures alternatives prônées par l'agro-écologie, comme l'association de céréales et de légumineuses (semées dans la céréale en place ou en couverture permanente – voir photos), pourraient apporter des solutions efficaces car elles permettraient de laisser des chaumes de céréales en place après récolte, tout en apportant assez rapidement un « couvert de protection » riche en invertébrés et de la matière verte à une période où elle se fait rare.

Remerciements

Nous tenons à remercier vivement la Coopérative de Boisseaux, le GAEC de Saint-Étienne et FranceAgriMer pour nous avoir fourni les données nécessaires à la réalisation de ce travail. Nous remercions également tous les acteurs du réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC.

Bibliographie

- Bro, E., Meynier, F., Sautereau, L. & Reitz, F. 2008. Peut-on prédire les densités de perdrix grise dans les plaines de grande culture ? *Faune sauvage* n° 282 : 26-34.
- Bro, E., Millot, F., Delorme, R., Polvé, C., Mangin, E., Godard, A., Tardif, F., Gouache, C., Sion, I., Brault, X., Durlin, D., Gest, D., Moret, T., Tabourel, R. & Bouteiller, R. 2013. PeGASE Bilan synthétique d'une étude perdrix grise « population - environnement ». *Faune sauvage* n° 298 : 17-48.
- Gate, P., Blondlot, A., Gouache, D., Deudon, O. & Vignier, L. 2008. Impacts du changement climatique sur la croissance et le développement du blé en France - Quelles solutions et quelles actions à développer ? *Oilseeds and fats, Crops and Lipids* 15: 332-336.
- Millot, F., Bouteiller, R., Perdreau, C., Chantecaille, S., Mayot, P., Landry, P. & Bro, E. 2011. Pratiques agricoles et succès reproducteur des perdrix grises. *Faune sauvage* n° 290 : 32-38.
- Reitz, F. & Mayot, P. 1997. Étude nationale perdrix grise : premier bilan. *Bulletin Mensuel ONC* n° 228 : 4-13.
- Reitz, F. 1988. Un modèle d'estimation de la réussite de la perdrix grise (*Perdix perdix* L.) à partir de conditions climatiques. *Gibier Faune Sauvage* 5 : 203-212.

▼ *Exemple de méthodes de cultures « agro-écologiques ». Sur cette parcelle, de la luzerne (couvert permanent) a été implantée avec du colza (culture) l'année n. La luzerne a été maintenue en place dans le colza et a pu se développer après la récolte de celui-ci. De l'escourgeon (photos) puis du blé tendre ont été semés en direct les deux années suivantes dans le couvert de luzerne.*

Quelques pieds diffus de luzerne dans un chaume d'escourgeon, le 13 juillet 2016, 5 jours après la récolte.



La même parcelle méconnaissable 2 semaines plus tard, le 27 juillet 2016.



Des **marqueurs génétiques** adaptés au suivi des populations de **lièvre d'Europe** et de **lièvre variable**

Reconnaître les espèces, détecter les hybrides et recenser les individus





▲ *Lièvres d'Europe (gauche) et lièvre variable en pelage d'été (droite), deux espèces proches qui cohabitent dans les Alpes et qui peuvent s'hybrider.*

Jérôme Letty[1*],
Marie-Pauline Beugin[2, 3],
Cécile Kaerle[2],
Guillaume Queney[2],
Dominique Pontier[3],
Jean-Sébastien Guitton[1**]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Juvignac, Nantes**.*
[2] ANTAGENE, Laboratoire de génomique animale – La Tour de Salvagny.
[3] UMR-CNRS 5558, Laboratoire de biométrie et biologie évolutive, Université Lyon 1 – Villeurbanne.

Contact : jerome.letty@oncfs.gouv.fr

Comment suivre les espèces difficiles à étudier par des méthodes classiques du fait de leur comportement, de leur faible abondance ou de la difficulté d'accès à leur habitat ? L'outil génétique offre une solution, notamment parce qu'il permet la réalisation de suivis individuels non invasifs. À cet égard, le lièvre d'Europe et le lièvre variable fournissent un cas d'étude intéressant, car les deux espèces coexistent dans les Alpes et s'hybrident parfois. Cet article présente la validation de marqueurs génétiques adaptés au suivi simultané de ces deux espèces.

Etudier l'évolution de deux espèces très proches

Le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*) et le lièvre variable (*L. timidus*) ont des aires de répartition très différentes : alors que le premier occupe la majeure partie de l'Europe, le second est surtout présent dans les pays scandinaves et en Russie. Une population isolée de lièvres variables subsiste cependant dans les Alpes, où les deux espèces coexistent partiellement. En effet, le lièvre variable fréquente uniquement les milieux alpins entre 1 000 mètres et 3 000 mètres d'altitude, tandis que le lièvre d'Europe vit plutôt dans les fonds de vallée, même s'il peut parfois s'aventurer à plus de 2 000 mètres d'altitude. Cette répartition spatiale risque cependant d'être affectée dans un avenir proche en raison du réchauffement climatique. On peut s'attendre à un chevauchement géographique et à une compétition accrus, ainsi qu'à une hybridation plus fréquente entre les deux espèces. L'étude de ces phénomènes naturels et la gestion des populations nécessitent des outils de suivi adaptés, non disponibles par les méthodes « classiques ». Les marqueurs génétiques peuvent répondre à ces besoins.

La génétique : un outil d'investigation précieux

Parmi les marqueurs génétiques, les microsatellites peuvent permettre le suivi des espèces, des populations ou même des individus ***(encadré 1)***. Aucun marqueur (locus) microsatellite n'avait été spécifiquement développé pour le lièvre d'Europe ou le lièvre variable, mais de tels marqueurs développés pour d'autres léporidés avaient déjà été utilisés chez l'une ou l'autre de ces deux espèces. Nous avons testé 17 de ces marqueurs, afin de vérifier si leur « multiplexage » (analyse simultanée) pouvait offrir un outil génétique adapté à l'étude du lièvre d'Europe et du lièvre variable (Beugin *et al.*, 2017). Douze de ces marqueurs se sont révélés utilisables ensemble et avaient une diversité suffisante, avec un nombre moyen d'allèles par locus de 10,5 chez le lièvre d'Europe et de 6,08 chez le lièvre variable. En ne considérant que les allèles relativement fréquents (> 5 %), ces nombres moyens d'allèles sont respectivement de 3,83 et 2,91, quelques allèles étant même caractéristiques de l'une ou l'autre des espèces (4 pour le lièvre d'Europe et 5 pour le lièvre variable). Le génotype déterminé pour chaque individu correspond donc potentiellement à une combinaison de 24 allèles (2 par marqueur). Mais les analyses bioinformatiques ont également été réalisées avec un panel réduit à 9 microsatellites, excluant 3 marqueurs parfois affectés par des problèmes de données manquantes. La comparaison de ces génotypes permet ainsi de calculer des distances génétiques entre individus (degrés d'apparentement ou de ressemblance). Pour cette étude, nous avions collecté auprès des chasseurs 673 échantillons de lièvres tués entre 2003 et 2009 dans le sud-est de la France, du Massif central aux Alpes. Les analyses n'ont cependant porté que sur 654 individus, qui ont pu être génotypés avec succès sur au moins 8 des 12 microsatellites.

> ### ▶ Encadré 1 • Qu'est-ce qu'un microsatellite ?
>
> Les microsatellites sont des séquences d'ADN dans lesquelles un motif simple, composé de quelques nucléotides, est répété jusqu'à plusieurs dizaines de fois. Leur évolution est supposée ne pas dépendre de la sélection naturelle. On en trouve un grand nombre dans le génome, et leur localisation est relativement conservée entre espèces proches. Le nombre de répétitions du motif d'un microsatellite donné peut varier selon l'espèce, mais aussi selon l'individu, voire entre les deux allèles d'un même individu. Du fait de cette variabilité (dite « polymorphisme ») élevée, ces marqueurs génétiques peuvent donc permettre de distinguer les espèces et les individus, et de répondre à beaucoup de questions en matière de génétique des populations de la faune sauvage (Caizergues, 2005). La précision des résultats dépend du nombre de marqueurs performants dont on dispose.

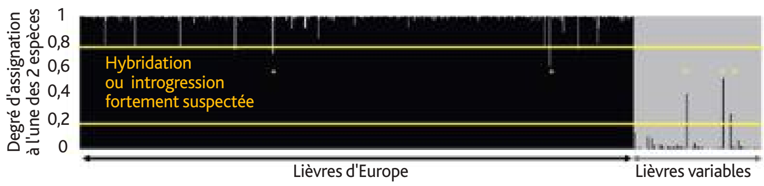
Distinguer les espèces sans en voir la couleur ?

En comparant les génotypes de tous les individus et leur degré de ressemblance, on peut constituer des groupes d'individus génétiquement les plus homogènes possible, correspondant à des populations ou des espèces selon le cas (Evanno *et al.*, 2005). C'est ce que nous avons fait à l'aide du logiciel STRUCTURE (Falush *et al.*, 2003 ; Earl & vonHoldt, 2012) pour vérifier de quelle espèce provenait chaque échantillon de lièvre. Le nombre de groupes le plus vraisemblable décrivant nos données était de deux, correspondant bien *a priori* aux deux espèces de lièvres, et l'indice de différenciation génétique entre les deux groupes était également significatif (Fst = 0,19 ; intervalle de confiance à 95 % : [0,13 - 0,25]). Si cinq individus ne paraissaient pas très nettement assignés à l'un des deux groupes, probablement du fait d'un certain degré d'hybridation ou d'introgression génétique (probabilité d'assignation < 0,8 sur une échelle de 0 à 1), plus de 97 % des individus l'étaient avec une probabilité supérieure à 0,9, et 81 % avec une probabilité supérieure à 0,99 ***(figure 1)***. Les résultats d'assignation génétique obtenus avec seulement 9 marqueurs restaient concordants. Dans la zone alpine où les deux espèces coexistent, il avait été demandé aux chasseurs d'indiquer si l'animal prélevé était un lièvre d'Europe ou un lièvre variable, ce qui nous a permis de vérifier la concordance avec l'assignation génétique. L'espèce indiquée par le chasseur ne s'est révélée erronée que pour 11 lièvres ; leur probabilité d'assignation à l'autre espèce était à chaque fois supérieure à 0,9. Il s'agissait de 9 lièvres d'Europe et de 2 lièvres variables non reconnus sur 130 et 131 individus respectivement déclarés par les chasseurs. On peut penser qu'il s'est agi, soit de réelles erreurs d'identification commises par les chasseurs, soit d'erreurs de notation dues à une mauvaise interprétation d'un nom d'espèce (« d'Europe ») ou à une confusion avec une appellation locale différente (lièvre brun ou commun, blanchot…). Certaines de ces erreurs d'identification pourraient cependant s'expliquer par la variabilité morphologique naturellement présente dans les populations de lièvres (Thulin *et al.*, 2006). Outre ces 11 individus, 519 lièvres d'Europe et 119 lièvres variables ont pu être déterminés sans ambiguïté.

Détecter les « hybrides »

Il reste le problème des individus qui ne se rattachent pas bien à une espèce. Nous avons réalisé des simulations informatiques, afin d'estimer la puissance de notre multiplex de microsatellites à détecter des génotypes d'individus hybrides entre le lièvre d'Europe et le lièvre variable. À partir des 80 individus les mieux assignés pour chacune des deux

Figure 1 **Degrés d'assignation génétique des lièvres estimés par le logiciel d'analyse STRUCTURE avec 12 marqueurs et une structure en 2 groupes : lièvre d'Europe (noir) et lièvre variable (gris).**
Les 643 individus sont figurés en abscisse. La couleur majoritaire de la colonne indique l'espèce d'assignation de l'individu. * : individus pour lesquels une hybridation ou une introgression génétique est fortement suspectée. Les 11 lièvres ayant une discordance d'espèce entre l'assignation génétique et l'indication du chasseur ne sont pas représentés.



▼ *Les marqueurs génétiques ont permis de déterminer l'espèce (lièvre d'Europe ou lièvre variable) avec une probabilité supérieure à 0,9 pour 97 % des individus analysés (ici un lièvre variable en mue automnale).*

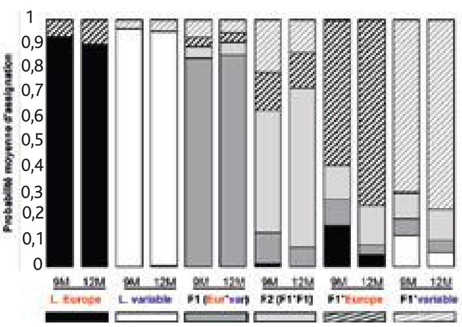


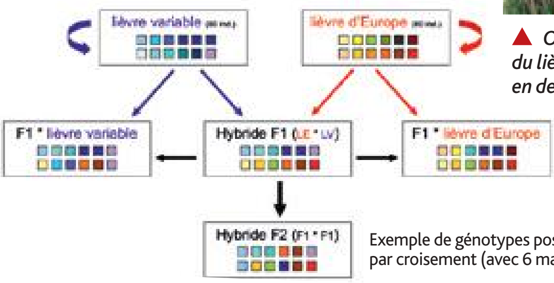
© B. Muffat-Joly/ONCFS

espèces ($P > 0,99$), nous avons généré 1800 génotypes correspondant aux différents types de croisements possibles : espèces pures, hybrides de 1ère ou 2e génération (F1 : lièvre d'Europe x lièvre variable ; F2 : F1 x F1) et hybrides issus de rétrocroisements avec les espèces pures (F1 x lièvre d'Europe ; F1 x lièvre variable) – (***encadré 2***). Ces génotypes ont ensuite été analysés avec le logiciel NEWHYBRIDS (Anderson & Thompson, 2002) et assignés à une classe de génotype dès lors que leur probabilité d'assignation à cette classe dépassait 0,9. Les profils obtenus avec 9 ou 12 marqueurs sont très similaires (***figure 2***). Globalement, chaque catégorie d'hybride est majoritairement assignée à sa véritable classe. Avec 12 marqueurs, les hybrides F1 et F2 ne sont jamais assignés aux espèces pures et sont correctement détectés dans respectivement 85,6 % et 64,6 % des cas. Par contre, la distinction entre les hybrides issus de rétrocroisements et les espèces pures n'est pas toujours claire : en moyenne, ces hybrides sont assignés à 7,4 % aux espèces pures, et inversement, l'assignation aux rétrocroisements des génotypes correspondant aux espèces pures atteint 5,3 %. Avec 9 marqueurs, les F2 et les rétrocroisements tendent à être assignés aux espèces pures un peu plus souvent, car la résolution est un peu moins bonne.

Les probabilités d'assignation estimées pour nos échantillons ont permis de détecter dans la zone alpine, où les deux espèces coexistent, un individu correspondant à un hybride de type « F1 » puisque très majoritairement assigné à plusieurs types de croisements (F1, F1 x lièvre d'Europe, F1 x lièvre variable – ***figure 3***). Quatre autres individus semblent montrer des traces d'hybridation mais ne peuvent pas être considérés comme de vrais hybrides, car on atteint probablement ici la limite de résolution du panel de marqueurs. Cependant, les deux individus s'apparentant plutôt à des rétrocroisements avec du lièvre variable (F1 x lièvre variable) sont bien situés dans la zone alpine, et on ne trouve aucune trace significative d'hybridation avec du lièvre variable en dehors de cette zone. Les deux autres individus s'apparentent majoritairement à des rétrocroisements avec du lièvre d'Europe (F1 x lièvre d'Europe).

Figure 2 **Probabilités moyennes d'assignation, estimées par le logiciel NEWHYBRIDS, de chaque classe de génotypes simulés aux 6 classes de génotypes possibles (espèces pures ou croisements hybrides).**
Les résultats sont représentés pour le panel complet de 12 microsatellites (12M) et le panel réduit de 9 marqueurs (9M).



> ### ▶ Encadré 2 • Simuler des génotypes « hybrides »
>
> Ce schéma illustre la simulation de génotypes correspondant aux différents types de croisements et rétrocroisements possibles entre individus de souche pure (lièvre d'Europe ou lièvre variable) et hybrides (F1). Chacune des six paires de carrés représente un microsatellite et les couleurs des carrés représentent les deux allèles que porte cet individu pour ce microsatellite. Les teintes bleues-violettes sont des allèles présents principalement chez le lièvre variable et les teintes jaunes-rouges des allèles du lièvre d'Europe. Les 1800 génotypes ont été générés à partir des 80 individus les mieux assignés à chaque espèce et en simulant des accouplements en utilisant la fonction hybridize du logiciel R adegenet 2.0.1 (Jombart, 2008).
>
> 
>
>
> Exemple de génotypes possibles par croisement (avec 6 marqueurs)

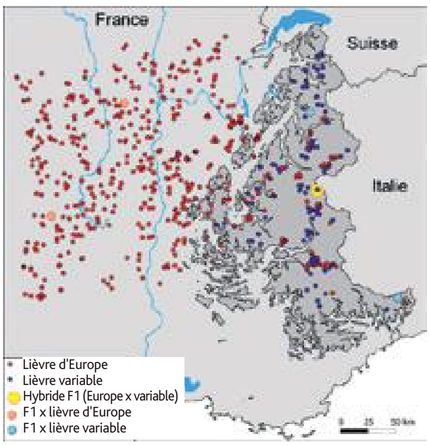


▲ *On ne trouve aucune trace significative d'hybridation du lièvre variable avec le lièvre d'Europe (photo) en dehors de la zone alpine.*

Des identifications d'individus fiables

En plus de reconnaître les espèces et de détecter les hybrides, nos marqueurs permettent-ils de distinguer les individus au sein d'une population ? Les suivis génétiques posent le problème de savoir si un génotype détecté à plusieurs reprises correspond à un seul individu ou à plusieurs individus « semblables » qu'il serait impossible de distinguer par ce moyen (Waits *et al.*, 2017). Le pouvoir de résolution pour l'identification des individus a été estimé par calcul de la probabilité d'identité entre deux individus tirés au hasard, soit dans la population totale - *P(ID)* -, soit au sein d'une fratrie - *P(ID)fr*. On considère qu'il y a très peu de risques de confondre deux individus lorsque *P(ID)* ou *P(ID)fr* < *0,01*. Le panel de 9 marqueurs permet d'atteindre ce niveau de fiabilité et d'identifier sans ambiguïté des individus, tant chez le lièvre d'Europe que chez le lièvre variable. Mais l'utilisation de 12 marqueurs permet des identifications encore plus fiables, y compris dans le cas d'individus apparentés (lièvre d'Europe : *P(ID)fr* = 0,00015 ; lièvre variable : *P(ID)fr* = 0,0013).

Figure 3 **Localisation des lièvres génotypés dans le sud-est de la France.**
La zone en gris foncé représente la partie française des Alpes (altitude > 1000 m) dans laquelle le lièvre variable peut être présent. Le lièvre d'Europe n'a pas été échantillonné de manière uniforme dans la zone alpine.
La carte inclut 11 lièvres de la zone alpine dont l'assignation génétique contredit l'espèce indiquée par le chasseur.



Enseignements et perspectives

L'outil génétique que nous avons développé se révèle donc performant pour l'étude des populations de lièvre d'Europe et de lièvre variable. Il ouvre notamment des perspectives intéressantes pour le suivi non invasif du lièvre variable dans les Alpes, car il devient dès lors possible d'estimer des tailles de populations en analysant l'ADN contenu dans les fèces. De tels essais ont ainsi pu être démarrés par l'ONCFS dans la RCFS de Ristolas (J. Charrier, com. pers.), puis

par le Parc national des Écrins pour développer une méthode de suivi hivernal (Bouche *et al.*, 2017). Grâce à ces méthodes, les échantillonnages de population menés actuellement par différents acteurs (FDC, parcs naturels) devraient permettre d'améliorer la connaissance des populations de lièvre variable dans les Alpes, et d'adapter la gestion à l'évolution de leur état de conservation.

Notre panel de marqueurs permet en outre de quantifier la fréquence de reproduction entre ces deux espèces, bien qu'il soit surtout efficace pour détecter les événements d'hybridation récents et non les traces d'introgression génétique plus ancienne. Nos données confirment la relative rareté de l'hybridation entre les deux espèces, même s'il s'agit d'un phénomène naturel qui a toujours eu lieu dans leur zone de contact (Thulin *et al.*, 2006 ; Jansson *et al.*, 2007). Dans les Alpes, celle-ci se situe vers 1 500 m d'altitude et le lièvre variable est donc déjà potentiellement confronté au lièvre d'Europe sur une grande partie de son aire de répartition. L'hybridation a pour conséquence à court terme de réduire la production par la mère de jeunes « purs » de son espèce, et potentiellement à plus long terme de modifier les capacités d'adaptation naturelles (par exemple au froid ou à la neige) des individus et des populations « hybrides ». Elle pourrait donc contribuer au déclin, voire à la disparition, de l'espèce « pure » dans les Alpes ; mais d'autres facteurs jouent probablement un rôle plus important (Thulin, 2003 ; Jansson & Pehrson, 2007). Par exemple, en lien avec le réchauffement climatique, l'habitat favorable au lièvre variable pourrait se réduire dans les Alpes aux zones d'altitude les plus élevées, ce qui finirait par fragmenter sa population en « îlots » précaires. De plus, l'une des principales caractéristiques du lièvre variable étant la mue saisonnière de son pelage, brun en été et blanc en hiver, un éventuel décalage entre les périodes de mue et d'enneigement causé par le changement climatique pourrait augmenter son exposition à la prédation. En outre, le lièvre variable pourrait aussi souffrir d'une compétition accrue avec le lièvre d'Europe. Selon un tel scénario, le lièvre variable serait donc davantage menacé dans les massifs périphériques les moins élevés. A plus long terme, l'hybridation pourrait offrir une issue de secours à des gènes du lièvre variable en leur permettant de survivre à l'éventuelle disparition de celui-ci et, ce faisant, favoriser l'adaptation des autres espèces du genre « Lepus » à la vie en altitude. C'est ainsi que d'autres lièvres propagent encore de nos jours quelques gènes de lièvre variable au-delà des Pyrénées (Melo-Ferreira *et al.*, 2009). L'évolution suit son cours, à nous de continuer à l'étudier…



▲ *À la faveur du réchauffement climatique, le lièvre variable (ici en pelage d'hiver) pourrait être davantage confronté à son cousin européen et les cas d'hybridation pourraient devenir plus fréquents. L'outil génétique permettra de surveiller cette évolution.*

Remerciements

Nous remercions les chasseurs et les personnels techniques de l'ONCFS et des FDC qui ont participé à la collecte des échantillons génétiques (SD et FDC de l'Ain, des Alpes-de-Haute-Provence, des Hautes-Alpes, des Alpes-Maritimes, de l'Ardèche, de la Drôme, de l'Isère, de la Loire, de la Haute-Loire, de la Lozère, du Puy-de-Dôme, du Rhône, de la Savoie et de la Haute-Savoie), en particulier P. Auliac, C. Blachier, R. Corti, G. Coursat, P. Crégu, B. Degrange, P. Douvre, F. Étienne, P.-F. Galvin, J. Hureau, N. Jean, F. Normand, C. Randon, C. Rieutort, P. Roche, P. Sibut, D. Siméon, P. Vicat, F. Vilain et S. Zimmermann. Les analyses moléculaires ont été financées par l'ONCFS ; les études statistiques ont été financées et encadrées par ANTAGENE et le CNRS. ●

Bibliographie

- Anderson, E.C. & Thompson, E.A. 2002. A model-based method for identifying species hybrids using multilocus genetic data. *Genetics* 160: 1217-1229.
- Beugin, M.-P., Letty, J., Kaerle, C., Guitton, J.-S., Muselet, L., Queney, G. & Pontier, D. 2017. A single multiplex of twelve microsatellite markers for the simultaneous study of the brown hare (*Lepus europaeus*) and the mountain hare (*Lepus timidus*). *Ecology and Evolution* 7: 3931-3939.
- Bouche, M., Imberdis, L. & Besnard, A. 2017. Monitoring mountain hares (*Lepus timidus*) population by collecting faeces in winter. Developing management tools in the Ecrins national park. P. 73 in : Bro, E. & Guillemain, M. (eds.). 2017. *33rd IUGB Congress & 14th Perdix Symposium abstract book*. ONCFS, Paris. 410 p.
- Caizergues, A. 2005. Les apports de l'outil moléculaire dans les problématiques de gestion de la faune sauvage. *Faune sauvage* n° 265 : 6-21.
- Earl, D.A. & vonHoldt, B.M. 2012. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4: 359-361.
- Evanno, G., Regnaut, S. & Goudet, J. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software structure: a simulation study. *Molecular Ecology* 14: 2611-2620.
- Falush, D., Stephens, M. & Pritchard, J.K. 2003. Inference of population structure using multilocus genotype data: linked loci and correlated allele frequencies. *Genetics* 164: 1567-1587.
- Jansson, G. & Pehrson, Å. 2007. The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). *European Journal of Wildlife Research* 53: 125-130.
- Jansson, G., Thulin, C.-G. & Pehrson, Å. 2007. Factors related to the occurrence of hybrids between brown hares *Lepus europaeus* and mountain hares *L. timidus* in Sweden. *Ecography* 30: 709-715.
- Jombart, T. 2008. Adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics* 24: 1403-1405.
- Melo-Ferreira, J., Alves, P.C., Freitas, H., Ferrand, N. & Boursot, P. 2009. The genomic legacy from the extinct *Lepus timidus* to the three hare species of Iberia: contrast between mtDNA, sex chromosomes and autosomes. *Molecular Ecology* 18: 2643-2658.
- Thulin, C.-G. 2003. The distribution of mountain hares *Lepus timidus* in Europe: a challenge from brown hares *L. europaeus*? *Mammal Review* 33: 29-42.
- Thulin, C.-G., Stone, J., Tegelström, H. & Walker, C.W. 2006. Species assignment and hybrid identification among Scandinavian hares *Lepus europaeus* and *L. timidus*. *Wildlife Biology* 12: 29-38.
- Waits, L.P., Luikart, G. & Taberlet, P. 2001. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology* 10: 249-256.

Existe-t-il une **différence génétique** entre les **perdrix grises d'élevages** et les **perdrix sauvages** des plaines de grande culture ?

Nicolas Bech[1], Jérôme Boissier[2], Jean-François Allienne[2], Claude Novoa[3*], Élisabeth Bro[3**]

[1] Université de Poitiers, Laboratoire écologie et biologie des interactions – Poitiers.
[2] Université de Perpignan Via Domitia, Laboratoire interactions hôtes-pathogènes-environnements – Perpignan.
[3] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Prades, St Benoist**.*
[4] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Faune de plaine – Auffargis.

Contact : nicolas.bech@univ-poitiers.fr

La signature génétique de perdrix grises issues d'élevages (conventionnels et conservatoires) a été caractérisée et comparée à celle des perdrix grises sauvages du Bassin parisien. Ce travail apporte des données inédites et éclaire sur la question de la « pollution génétique » qui pourrait survenir suite aux lâchers. Basés sur l'analyse de 12 marqueurs moléculaires microsatellites, nos résultats sont plutôt rassurants.



© C. Molins/ONCFS

La perdrix grise est sans nul doute l'un des petits gibiers sédentaires les plus emblématiques des plaines cultivées. La pratique des lâchers de ce gibier s'est développée au XXe siècle, parallèlement au déclin de ses populations, tant pour des aspects cynégétiques que de conservation (Bro & Mayot, 2006). Aujourd'hui, des millions de perdreaux sont élevés et lâchés en Europe de l'ouest pour répondre à la demande cynégétique, dont environ 2 millions en France (Tupigny, 1996 ; SNPGC). Réglementée (voir Charlez, 2006 et 2010), cette pratique fait l'objet de recommandations précises de l'UICN, notamment en ce qui concerne l'importance de la distance phylogénétique entre les individus lâchés et ceux des populations repeuplées (WPA-UICN, 2009). Dans le cas de la perdrix grise, les populations de *Perdix perdix hispaniensis* que l'on rencontre dans les Pyrénées et les Monts cantabriques (Martin *et al.*, 2003 ; Novoa *et al.*, 2005 ; Bech, 2010 ; Bech *et al.*, 2012), ou encore de *P. p. lucida* que l'on rencontre de la Finlande au nord du Caucase (Liukkonen, 2006 ; Liukkonen *et al.*, 2012), ont été repeuplées avec des oiseaux d'élevages appartenant à d'autres sous-espèces[1]. De telles pratiques entraînent un risque de croisement entre oiseaux lâchés et autochtones, et donc un risque de « pollution génétique » des populations sauvages. Une pollution génétique peut impacter la valeur sélective des individus introgressés[2], et ainsi fragiliser la pérennité des populations locales.

Le risque de pollution génétique peut également être avancé pour la perdrix grise dans les plaines céréalières du centre-nord de la France, dans un contexte de diminution des densités de ses populations (Reitz, 2017) et de l'émergence d'une double préoccupation, cynégétique et de conservation. En effet, si cette sous-espèce de plaine est à l'origine des individus fondateurs des élevages, la reproduction en captivité peut potentiellement conduire à des lignées présentant des caractéristiques génétiques propres du fait d'une sélection des reproducteurs les plus performants, d'une dérive génétique, voire d'un certain degré de consanguinité (Blanc *et al.*, 1987). Dans ce contexte, nous avons donc étudié en détail ce sujet encore peu exploré, et apporté des connaissances nouvelles en matière de différences génétiques entre perdrix d'élevages et perdrix sauvages[3].

---

[1] Voir Bro (2016) concernant la description des sous-espèces de perdrix grise et les simplifications récentes.
[2] Une introgression génétique désigne le transfert de gènes d'un individu vers le pool génétique d'un autre individu.
[3] La référence prise dans ce travail est la signature génétique des perdrix vivant dans des populations naturelles, c'est-à-dire sans lâcher connu depuis 10-15 ans voire plus. Néanmoins, ceci ne préjuge pas de l'absence de tout lâcher historique (voir Bro & Mayot, 2006 ; Bro, 2016). Des analyses génétiques sur 10 spécimens anciens échantillonnés dans des muséums ont été tentées pour s'affranchir de ce biais potentiel, malheureusement sans réussite.

Des recherches moléculaires pour décrire la génétique des perdrix

Plus de 350 perdrix analysées

Nous avons collecté et analysé le profil génétique de 149 perdrix grises sauvages provenant de différentes populations du Bassin parisien et de 205 perdrix provenant de différents élevages, conventionnels ou conservatoires (reproducteurs F0 issus des populations sauvages et conditions d'élevage généralement plus extensives) – (*tableau*).

En sus, et à titre de « référence », nous avons analysé 605 perdrix grises sauvages des Pyrénées issues de 17 populations, 41 perdrix de trois élevages conventionnels et 57 perdrix d'un élevage conservatoire de perdrix des Pyrénées (Bech *et al.*, 2012).

Ce nombre important d'échantillons analysés, couplé à leurs différentes origines géographiques, confère aux données et à nos résultats une bonne représentativité et robustesse.

Douze marqueurs moléculaires

Pour déterminer le profil génétique des perdrix échantillonnées, nous avons extrait et analysé leur ADN à l'aide de 12 marqueurs microsatellites, précédemment développés et nommés : MNT412, BG15, MNT12, MNT477, ADL142, LEI31, LEI319, MNT404, MNT467, Aru1G4, Aru1F25 et MNT408 (Bech, 2010 ; Bech *et al.*, 2010).

Les marqueurs microsatellites sont des petites parties d'ADN portées par les chromosomes. Ainsi, au même titre que ces derniers, ces portions d'ADN sont en double copie : une copie maternelle et une copie paternelle. Ils présentent donc l'avantage de pouvoir mettre en évidence aussi bien les croisements (♀ élevage x ♂ sauvage) que (♀ sauvage x ♂ élevage), contrairement à d'autres marqueurs comme les marqueurs mitochondriaux qui ont une transmission purement maternelle.

Plusieurs indices pour décrire les profils génétiques

Le profil génétique des oiseaux et des différentes populations (soit sauvages, soit d'élevages) a été décrit à partir de trois indices caractérisant la diversité génétique (n° 1 à 3 de la liste ci-contre) et d'un indice caractérisant la différenciation génétique (n° 4 – *figure 1*) :



▲ *Étudier la génétique nécessite des analyses de laboratoire.*

Tableau **Caractéristiques des échantillons de perdrix grises sauvages et d'élevages collectés dans le Bassin parisien.**

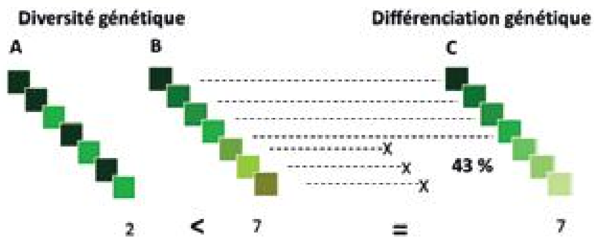
Les échantillons de perdrix sauvages ont été prélevés sur des reproducteurs F0 morts en captivité à l'élevage conservatoire de l'ONCFS, ainsi que sur des oiseaux tués à la chasse sur des territoires gérant les populations naturelles. Les échantillons de perdrix d'élevages proviennent de prélèvements réalisés sur des oiseaux d'élevage tués à la chasse (oiseaux bagués).

Origine des perdrix grises	Nombre d'oiseaux analysés
Perdrix sauvages (1)	
Centre	39
Normandie	52
Picardie	18
Champagne	8
Aube	32
Perdrix d'élevages	
Élevage conservatoire (F1) (2)	11
Éleveur conventionnel 1 (3)	20
Éleveur conventionnel 3 (4)	24
Éleveur conventionnel 4	11
Éleveur conventionnel 6	30
Éleveur conventionnel 7	29
Éleveur conventionnel 8	27
Éleveur conventionnel 9	31
Éleveur conventionnel 11	10
Éleveur conventionnel 13	12

(1) Populations définies selon un critère de distance géographique – voir Bech (2010) et Bech *et al.* (2014).
(2) Élevage conservatoire de l'ONCFS (Les Vindrins, Yvelines), reproduisant en captivité des perdrix sauvages dans des conditions semi-extensives – voir Millot *et al.* (2012).
(3) Élevages dénommés conventionnels, par opposition aux élevages dits conservatoires.
(4) Les données issues de trois éleveurs n'ont pas été prises en compte car moins de 5 individus ont pu être analysés – voir Bech *et al.* (2017).

Figure 1 **Représentation graphique schématisant de façon simplifiée les notions de diversité génétique et de différenciation génétique.**

Dans cet exemple, la population A (7 individus symbolisés par des carrés) présente une diversité génétique moindre (2 allèles symbolisés par 2 couleurs) que la population B (7 allèles). À diversité génétique égale, les populations B et C présentent une différenciation génétique de 43 % (3 allèles différents sur les 7 répertoriés).



❶ la richesse allélique (notée « AR ») estime, au sein d'une population, le nombre de copies différentes d'un marqueur microsatellite ;

❷ le taux d'hétérozygotie (noté « H_e ») quantifie, au sein d'une population, la proportion d'individus ayant deux copies différentes d'un marqueur microsatellite ;

❸ l'indice noté « F_{is} », estime le taux de consanguinité des individus au sein d'une population ;

❹ la différenciation génétique (notée « F_{st} ») est un indice qui permet d'estimer une « distance » génétique entre deux groupes d'individus.

Des résultats plutôt rassurants

Une diversité génétique similaire entre perdrix d'élevages et perdrix sauvages…

Qu'elles soient de plaine ou des Pyrénées, sauvages, d'élevages conventionnels ou conservatoires, les populations de perdrix grises analysées présentent le même niveau de diversité génétique si l'on considère la moyenne des 12 marqueurs moléculaires, aussi bien pour l'indice de richesse allélique (***figure 2***) que pour le taux d'hétérozygotie (résultats non présentés) – différences non significatives d'un point de vue statistique (Bech *et al.*, 2017).

… mais une légère différenciation

En revanche, on observe une différenciation génétique statistiquement significative entre les perdrix sauvages et les perdrix d'élevages conventionnels. Cette différenciation est toutefois beaucoup plus faible dans le Bassin parisien (F_{st} moyen = 2,6 % – ***figure 3***) que dans les Pyrénées (F_{st} moyen = 10,8 %), et d'un ordre de grandeur comparable à celui observé entre populations de perdrix sauvages au sein du Bassin parisien (F_{st} moyen = 1,8 % – ***figure 4***).

À noter que la différenciation génétique des perdrix issues des différents élevages conventionnels du Bassin parisien est moindre que celle qui existe entre les populations sauvages (***figures 3*** et ***4*** – Bech *et al.*, 2017). Cela tient très probablement au fait que beaucoup d'éleveurs s'approvisionnent en poussins d'un jour chez le même grand accouveur.

Figure 2 **Richesse allélique des différentes populations de perdrix grises sauvages des Pyrénées et du Bassin parisien, et des différents élevages.**
L'histogramme représente les moyennes, les barres verticales la variabilité observée entre les individus.

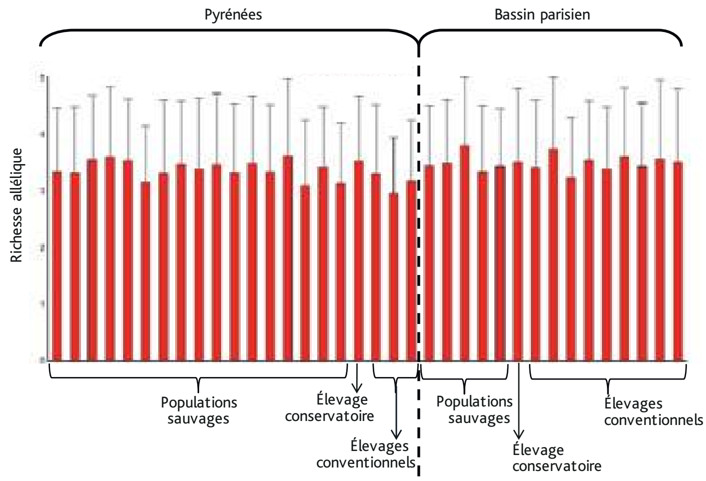
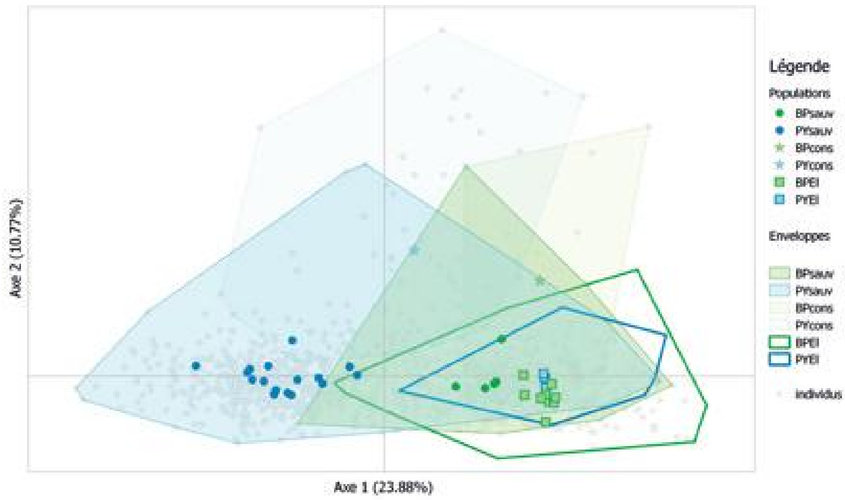


Figure 3 **Résultats d'une analyse statistique dite « analyse factorielle des correspondances » illustrant la structuration génétique relative des différents groupes d'oiseaux sur deux axes.**
L'axe 1, qui rend compte de près d'un quart de la variabilité totale, distingue principalement les deux sous-espèces *P. p. perdix* (que l'on rencontre dans le Bassin parisien) et *P. p. hispaniensis* (que l'on rencontre dans les Pyrénées). Les cercles, carrés et étoiles représentent les coordonnées moyennes des différents groupes de perdrix sur les deux premiers axes (vert : Bassin parisien : ● : populations sauvages (BP-sauv) ; ★ : élevage conservatoire (BP-cons) ; ■ : élevages conventionnels (BP-el) – bleu : Pyrénées : ● : populations sauvages (PY-sauv) ; ★ : élevage conservatoire (PY-cons) ; ■ : élevages conventionnels (PY-el)), tandis que les polygones matérialisent la distribution des coordonnées des individus.



▼ *Reproducteurs F0 à l'élevage conservatoire des Vindrins (ONCFS) en volière d'estivage.*



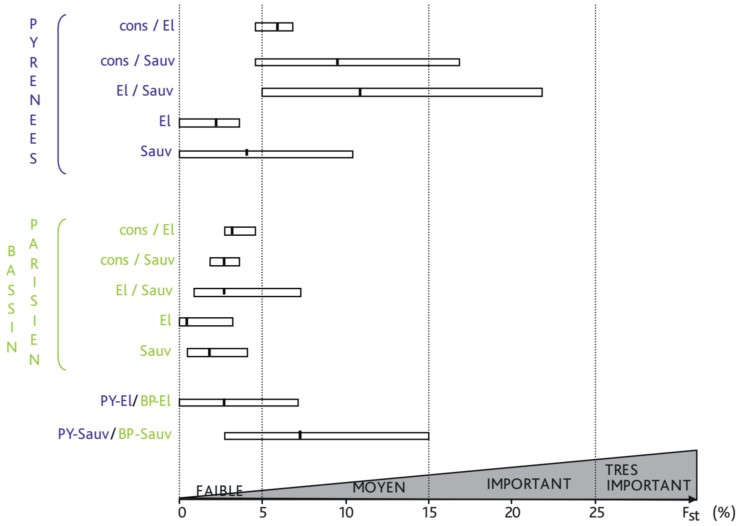
Élevages conservatoires : une affaire de sous-espèces

Dans l'analyse AFC (*figure 3*), le positionnement des élevages conservatoires est différent selon que l'on considère la situation dans les Pyrénées ou dans le Bassin parisien.

Dans les Pyrénées, l'élevage conservatoire considéré produit des individus génétiquement plus proches des oiseaux sauvages que les élevages conventionnels jusqu'alors utilisés pour repeupler les populations sauvages (*figure 4* – Bech *et al.*, 2012 et 2017). Certes, la différenciation génétique qui persiste demanderait une amélioration, via un retrempage plus fréquent avec des reproducteurs sauvages. Cependant, une telle pratique nécessiterait la mise en œuvre d'importants moyens logistiques et financiers (*voir ci-dessous*).

En revanche, dans le Bassin parisien, les individus issus de l'élevage conservatoire ne sont pas toujours plus proches génétiquement des individus sauvages que ceux issus des élevages conventionnels et généralement utilisés pour repeupler les populations sauvages. Le bénéfice en termes de proximité génétique de l'élevage conservatoire est donc plus réduit, en particulier au regard des difficultés rencontrées tant pour s'approvisionner en reproducteurs F0 (oiseaux issus de nids de sauvetage, nés et élevés en captivité), que pour les faire se reproduire (voir Millot *et al.*, 2012). Malgré cette double difficulté, il ne semble toutefois pas y avoir de consanguinité significative chez les F1 produits (Bech *et al.*, 2017). Ce résultat est néanmoins susceptible de varier au cours du temps, ce type d'élevage étant généralement de relativement petite dimension. Une dérive génétique est peut-être observée (*figure 3*), mais elle reste quantitativement limitée.

Figure 4 **Valeurs des indices de différenciation génétique (F_{st}) au sein et entre les différentes catégories de perdrix (sous-populations sauvages, élevages conventionnels et conservatoires) du Bassin parisien, et à titre de comparaison des Pyrénées.**
Voir la légende de la figure 3 pour les codes. Le rectangle blanc représente l'étendue entre les valeurs minimale et maximale de l'indice entre les différents groupes de perdrix, la barre verticale noire la moyenne.



Déclin des populations : pas d'appauvrissement de la diversité génétique

Il n'a pas été mis en évidence une diminution de la diversité génétique (*i.e.* taux d'hétérozygotie) des perdrix sauvages du Bassin parisien prélevées dans des populations dont la densité était inférieure à 5 couples/100 ha, par rapport à des perdrix sauvages capturées dans des populations à plus de 40 couples/100 ha (en 2007-2008). Cependant, les individus provenant de populations à faible densité étaient peu nombreux. Ce résultat préliminaire mériterait donc d'être consolidé par un plus grand nombre d'échantillons et de populations analysés. Il serait judicieux d'augmenter le nombre de populations sauvages fonctionnant durablement à des densités inférieures à 1 couple/100 ha. Néanmoins, il convient de noter que les densités de population observées dans les Pyrénées sont bien inférieures à celles qui ont cours en plaine, sans pour autant que les indices de diversité génétique des deux sous-espèces diffèrent dans les mêmes proportions.

▼ *Perdreaux nés et élevés en captivité, maintenus quelques jours en cage d'acclimatation avant d'être lâchés en nature.*



En conclusion

Basés sur l'analyse de 12 marqueurs moléculaires microsatellites, nos résultats montrent que la diversité génétique de la perdrix grise est du même ordre de grandeur pour les populations de plaine et de montagne. Ayant à faire à deux sous-espèces bien typées écologiquement et génétiquement, la problématique des lâchers d'oiseaux d'élevage et la plus-value en termes génétiques des élevages conservatoires diffèrent sensiblement. Dans les Pyrénées, l'introgression de gènes d'oiseaux d'élevages pourrait altérer l'intégrité génétique de la sous-espèce pyrénéenne (voir Bech *et al.*, 2012). Dans le cadre de son inscription à l'annexe I de la Directive européenne « Oiseaux », les lâchers de perdrix grises d'élevages sont interdits au-dessus de 1 000 m d'altitude. En revanche, en plaine, où aucune véritable souche géographique n'a été mise en évidence (Bech *et al.*, 2014), ce risque d'introgression génétique est limité par la faible différenciation génétique entre les perdrix d'élevages et sauvages. En outre, ce risque est d'autant plus réduit que le faible taux de survie des perdrix d'élevages lâchées en nature limite leur contribution aux générations suivantes (Mayot *et al.*, 2012 ; Bro, 2016).

Remerciements

Ce travail a été financé par l'ONCFS dans le cadre de la convention de partenariat de recherche n° 2014-12-6171 avec les universités de Perpignan et de Poitiers, et le CNRS.

Nous remercions tout particulièrement les nombreuses personnes qui ont participé à la collecte des prélèvements, en particulier les chasseurs, les agents des FDC et de l'ONCFS, ainsi que nos collègues du Govern d'Andorra et de la Generalitat de Catalunya. Nous remercions également François Reitz (ONCFS) pour sa relecture.



▲ *Le risque de pollution génétique des perdrix grises sauvages de plaine apparaît limité par la faible différenciation génétique avec les perdrix d'élevage lâchées en nature, d'autant plus que ces dernières ont un faible taux de survie.*

Bibliographie

- Bech, N., Boissier, J., Allienne, J.-F., Novoa, C. & Bro, E. 2017. Caractérisation génétique de la Perdrix grise : effet des pratiques cynégétiques et des densités. *Rapport scientifique de la convention de partenariat de recherche* n° 2014-12-6171. 14 p.
- Bech, N., Manel, S., Bro, E., Novoa, C., Bijaoui-Georget, B.-M., Beltran-Bech, S. & Boissier, J. 2014. Genetic connectivity of the grey partridge in central northern France in a highly man dominated landscape. *Conservation Genetics* 15: 1001-1011.
- Bech, N., Novoa, C., Bro, E. & Boissier, J. 2012. Conservation de la diversité génétique des populations naturelles de perdrix grise : la question des lâchers d'oiseaux d'élevage. *Faune sauvage* n° 297 : 10-14.
- Blanc, F., Ledeme, P. & Blanc, C. 1987. Quelques résultats des travaux menés sur la variabilité génétique chez la perdrix grise. *Bulletin Mensuel de l'ONC* n° 113 : 11-13.
- Bro, E. 2016. *La Perdrix grise - Biologie, écologie, gestion et conservation*. Biotope, Mèze. 304 p.
- Bro, E. & Mayot, P. 2006. Opérations de reconstitution des populations de perdrix grises et de perdrix rouges en France. Bilan quantitatif et acquis techniques. *Faune sauvage* n° 274 : 6-24.
- Charlez, A. 2010. Le statut juridique des perdrix. *Faune sauvage* n° 287 : 37-41.
- Charlez, A. 2006. Transport, commercialisation, prélèvement et lâcher du gibier chassable. *Faune sauvage* n° 274 : 89-95.
- Liukkonen, T., Kvist, L. & Mykrä, S. 2012. Microsatellite markers show distinctiveness of released and wild grey partridges in Finland. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 419-428.
- Liukkonen, T. 2006. Finnish native grey partridge (Perdix perdix) population differs clearly in mitochondrial DNA from the farm stock used for releases. *Annales Zoologici Fennici* 43: 271-279.
- Millot, F., Vannesson, R., Thémée, A., Audibert, T., Mayot, P. & Bro, E. 2012. Survie et reproduction de perdrix grises sauvages en captivité. Bilan de trois années à l'élevage conservatoire de l'ONCFS. *Faune sauvage* n° 296 : 10-14.
- Martin, J.-F., Novoa, C., Blanc-Manel, S. & Taberlet, P. 2003. Les populations des perdrix grises des Pyrénées (*Perdix perdix hispaniensis*) ont-elles subi une introgression génétique à partir d'individus d'élevage ? Analyse du polymorphisme de l'ADN mitochondrial. *Les Actes du BRG 4* : 115-126.
- Mayot, P., Sautereau, L., Baron, V., Molins, C., Gavard-Gongallud, N. & Bro, E. 2012. Repeupler avec des perdreaux gris de souche sauvage nés et élevés en captivité serait-il plus efficace ? *Faune sauvage* n° 297 : 4-9.
- Novoa, C., Martin, J.-L., Blanc-Manel, S. & Taberlet, P. 2005. La perdrix grise des Pyrénées : une entité génétique menacée ? *Faune sauvage* n° 265 : 64-69.
- Reitz, F. 2017. Situation des perdrix dans le centre-nord en 2016. *La lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan* 25 : 3-12.
- SNPGC (Syndicat national des producteurs de gibier de chasse). http://www.snpgc.fr/communiques_presse.php
- Tupigny, B. 1996. *Production et commercialisation des gibiers. Tome 1, gibiers à plumes : faisan, perdrix, canard colvert*. Institut Technique d'Aviculture. 118 p + annexes.
- World Pheasant Association and IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group (eds.). 2009. *Guidelines for the Re-introduction of Galliformes for Conservation Purposes*. Gland, Switzerland: IUCN and Newcastle-upon-Tyne, UK: World Pheasant Association. 86 p.

Estimations des **prélèvements** des espèces de **petit gibier sédentaire de plaine** en France pour la saison 2013-2014

Élisabeth Bro[1*],
Jean-Sébastien Guitton[1**],
Françoise Ponce[1***],
Philippe Aubry[2]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis ; Nantes** ; Arles***.*
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Cellule d'appui méthodologique – Saint-Benoist, Auffargis

Contact : elisabeth.bro@oncfs.gouv.fr



© P. Massit/ONCFS

Une enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir a été réalisée pour la saison cynégétique 2013-2014. Bien que cette enquête ait été dimensionnée pour estimer les tableaux nationaux (publiés dans* Faune sauvage *n° 310), le dispositif employé et les données recueillies peuvent donner lieu à des estimations à une échelle infra-nationale pour certaines espèces.
Nous présentons ici les estimations départementales et régionales qui ont pu être réalisées concernant les espèces de petit gibier sédentaire de plaine, ainsi que les limites de leur interprétation.

Perdrix grise

Le tableau de chasse national moyen a été estimé à un petit million d'oiseaux. Les prélèvements ont été principalement opérés dans le centre-nord et l'ouest de la France (***figure 1***, ***tableau 1***). Pour quatre d'entre elles, les estimations régionales n'ont pas été jugées suffisamment fiables pour pouvoir être publiées[1], notamment le Grand-Est qui inclut l'ex-Champagne-Ardenne où l'espèce est présente à l'état naturel (Reitz, 2014). Sur la base de cette photographie incomplète, il apparaît que 18 % des prélèvements de perdrix grise ont été réalisés dans les Hauts-de-France, et 10 % en Île-de-France et en Bretagne. Bien qu'imprécise (coefficient de variation : CV = 31 %), l'estimation des prélèvements en Nouvelle-Aquitaine suggère qu'environ un quart des prélèvements de perdrix grise a été réalisé dans cette région en 2013-2014. Ce bilan descriptif est toutefois cohérent avec ce que l'on connaît de l'abondance de l'espèce à l'état naturel et des lâchers (*cf.* Bro *et al.*, 2012). Rappelons que cette estimation du tableau de chasse a été réalisée dans un contexte particulier pour l'espèce, qui a subi durant deux années consécutives une mauvaise reproduction dans le centre-nord de la France, en 2012 puis en 2013 (Reitz, 2014) ; de ce fait, les prélèvements par la chasse dans les populations sauvages gérées ont été très limités (voir Reitz & Mayot, ce numéro). La chasse de la perdrix grise a même été fermée dans tout ou partie de certains départements, comme défini dans leurs schémas de gestion cynégétique lorsque l'indice de reproduction est faible. À titre d'exemples, l'attribution a été fixée à zéro sur les secteurs en plan de chasse/gestion dans les départements du Loir-et-Cher, de l'Eure-et-Loir ou de la Marne.

Perdrix rouge

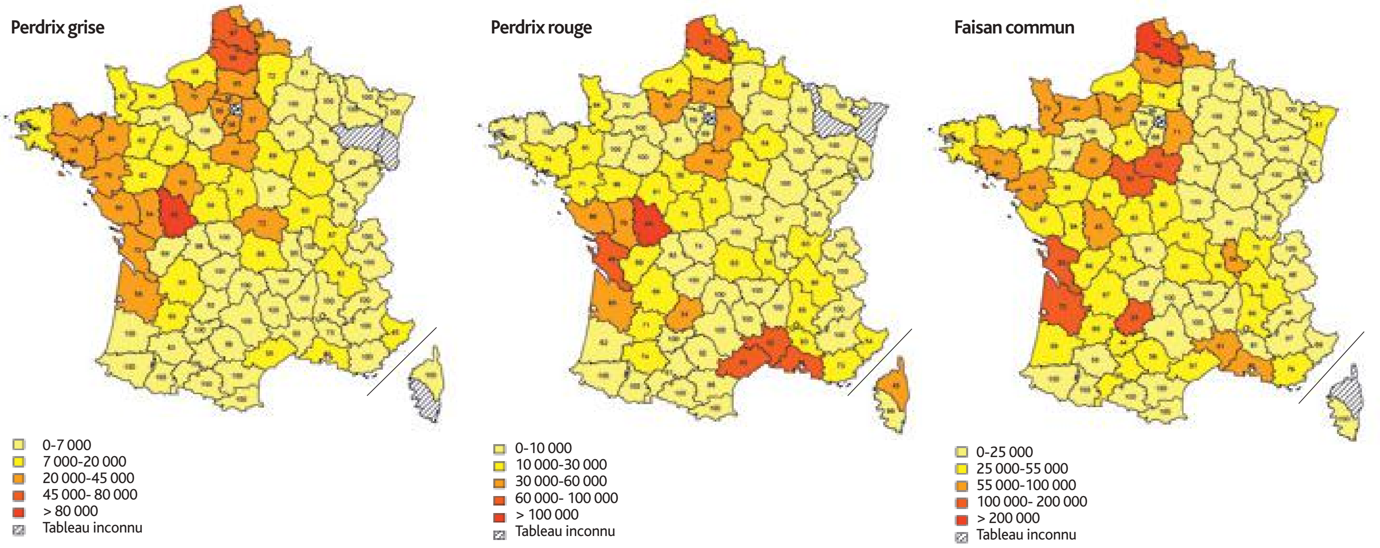
Avec 1,3 million d'oiseaux prélevés pendant la saison de chasse 2013-2014, la perdrix rouge reste le cinquième gibier de France, toutes espèces confondues (Aubry *et al.*, 2016). Il est probable que les oiseaux provenant de lâchers constituent l'essentiel de ce tableau national (Ponce-Boutin *et al.*, 2012 – ***encadré page 105***).

Un quart des prélèvements sont réalisés en Nouvelle-Aquitaine. On atteint 50 % du tableau national avec les régions Occitanie et Centre – Val-de-Loire, et 80 % si l'on ajoute les oiseaux tués dans les Hauts-de-France, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Pays de la Loire (***tableau 1***).

À l'échelle départementale (***figure 1***), on retrouve les plus forts prélèvements dans le centre-ouest de la France (Vendée, Deux-Sèvres, Vienne, Charente-Maritime et Gironde), le centre (Loir-et-Cher) et le sud (Hérault, Gard et Bouches-du-Rhône, auxquels on peut ajouter le Lot). Cependant, il faut noter également de forts prélèvements

[1] Cette enquête a été conçue pour obtenir des estimations nationales, *via* un dispositif d'échantillonnage aléatoire simple stratifié, optimisé pour les espèces migratrices et le petit gibier sédentaire de plaine – voir Aubry *et al.* (2016) et Aubry (2017) pour des détails méthodologiques.

Figure 1 **Estimations départementales des tableaux de chasse à tir des espèces de perdrix et faisans pour la saison 2013-2014.**
Les valeurs chiffrées correspondent à une mesure de certitude de la classe de tableau de chasse attribuée à chaque département. Une valeur de 100 % indique que le tableau de chasse estimé est inclus dans la classe indiquée, tandis qu'une une valeur de 50 % indique que la moitié de la distribution de l'estimation se trouve dans la classe inférieure et/ou supérieure.





▲ *Les prélèvements de perdrix grise ont été opérés pour l'essentiel dans le centre-nord, bastion historique de l'espèce, et l'ouest de la France.*



▲ *Pour la perdrix rouge, le tableau de chasse (tableau 1) est aussi élevé dans les Hauts-de-France qu'en PACA.*



▲ *Avec environ 3 millions de prises, le faisan commun est le petit gibier sédentaire de plaine le plus chassé en France.*

Tableau 1 **Estimations des tableaux de chasse à tir des espèces de perdrix et faisans par région administrative pour la saison 2013-2014.**
Les estimations associées à un coefficient de variation (CV) supérieur à 30 % ont été jugées trop imprécises pour être publiées (Aubry *et al.*, 2016). Le domaine d'incertitude de l'estimation du tableau de chasse est fourni sous forme d'une fourchette [min - max] qui correspond aux bornes de l'intervalle de confiance à 95 %.

	Perdrix grise		Perdrix rouge		Faisan commun		Faisan vénéré	
	CV	moyenne [min - max]	CV	moyenne [min - max]	CV	moyenne [min - max]	CV	moyenne [min - max]
France métropolitaine	9	966737 [796396 - 1137079]	6	1273659 [1117568 - 1429751]	4	3064219 [2815905 - 3312534]	15	110753 [78029 - 143477]
Grand-Est	40	-	43	-	33	-	41	-
Nouvelle-Aquitaine	31	-	17	319466 [214060 - 424871]	8	667374 [557692 - 777056]	34	-
Auvergne-Rhône-Alpes	18	73342 [47974 - 98709]	11	73532 [57432 - 89632]	9	344478 [281298 - 407659]	56	-
Bourgogne-Franche-Comté	22	41149 [23282 - 59017]	33	-	17	75243 [50190 - 100296]	40	-
Bretagne	11	94657 [74651 - 114662]	11	42835 [33235 - 52435]	8	153492 [128091 - 178893]	36	-
Centre-Val-de-Loire	26	71699 [35520 - 107879]	12	127778 [97669 - 157886]	9	431630 [355835 - 507424]	22	12637 [7145 - 18128]
Corse	93	-	61	-	57	-	-	-
Île-de-France	16	96909 [67436 - 126382]	19	79263 [50512 - 108014]	14	199846 [144781 - 254910]	94	-
Occitanie	25	37333 [18837 - 55830]	23	228438 [124414 - 332462]	22	337880 [189257 - 486503]	58	-
Hauts-de-France	13	174260 [128802 - 219717]	18	120439 [77782 - 163096]	8	416221 [349093 - 483349]	20	42228 [25319 - 59138]
Normandie	19	64458 [41045 - 87871]	31	-	21	208903 [124101 - 293704]	22	4961 [2808 - 7114]
Pays de la Loire	13	85478 [63709 - 107247]	8	95050 [79376 - 110723]	18	195121 [126772 - 263469]	45	-
Provence-Alpes-Côte d'Azur	42	-	16	119843 [81699 - 157988]	14	178037 [129200 - 226875]	29	1492 [646 - 2338]

autour de l'Île-de-France (Eure, Oise et Eure-et-Loir) et dans le Pas-de-Calais, avec un tableau de chasse presque aussi élevé dans les Hauts-de-France qu'en région Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Faisan commun

Le faisan commun reste l'espèce de petit gibier sédentaire de plaine dont le tableau de chasse est le plus élevé, avec une estimation d'un peu plus de 3 millions d'oiseaux tués à la chasse en 2013-2014. Ce tableau est majoritairement alimenté par des oiseaux d'élevage (***encadré***) – l'effectif des populations au printemps ayant été estimé à environ 200 000 coqs en 2008 (Mayot & Crosnier, 2012). Les données fournies par cette enquête donnent une bonne idée de la répartition géographique des prélèvements : 22 % en région Nouvelle-Aquitaine, 14 % dans les Hauts-de-France et Centre – Val de Loire (où il existe de belles populations naturelles gérées – voir Mayot & Crosnier, 2012) et environ 10 % en Occitanie et Auvergne-Rhône-Alpes (***figure 1***, ***tableau 1***).

Faisan vénéré

Le tableau de chasse national du faisan vénéré (*Syrmaticus reevesii)* a été estimé à environ 111 000 individus. L'espèce a été prélevée dans 80 % des départements, dans toutes les régions sauf la Corse. Toutefois, à l'échelle régionale, il n'existe que très peu d'estimations jugées suffisamment fiables pour pouvoir être publiées (CV < 30 %), l'espèce n'étant présente que de façon très ponctuelle et du fait de lâchers (Roobrouck, 2008 ; Bro, 2015). Les prélèvements ont principalement été opérés en Île-de-France, Hauts-de-France et Centre – Val-de-Loire.

Colins

Quelques prélèvements de colins ont été rapportés lors de l'enquête, dans la région Centre – Val-de-Loire (probablement colin de Virginie – Mayot, 2008) et en Corse (probablement colin de Californie – Bro, 2008). Cependant, ces informations ne permettent pas d'estimer de façon fiable un tableau de chasse national (CV estimé à 78 %).

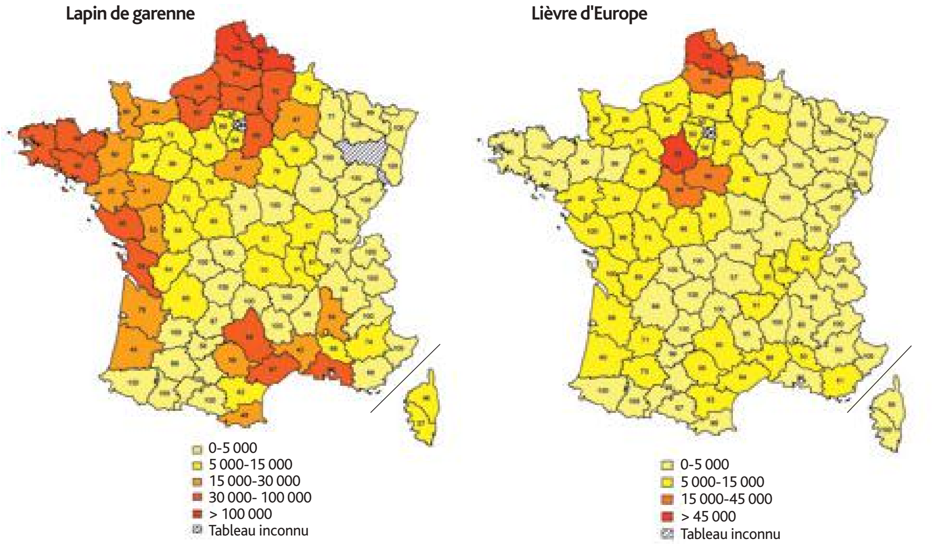
Lapin de garenne

Le tableau national de chasse à tir du lapin de garenne a été estimé à environ 1,5 million d'individus pour la saison 2013-2014 (***tableau 2***). Les prélèvements ont principalement été opérés dans les départements de l'ouest de la France, ainsi que dans le nord et le midi (***figure 2***). Si la majorité des chasseurs ne prélèvent aucun ou un voire deux lapins dans la saison, il existe

Tableau 2 **Estimations des tableaux de chasse à tir du lapin et du lièvre par région administrative pour la saison 2013-2014.**
Les estimations associées à un coefficient de variation (CV) supérieur à 30 % ont été jugées trop imprécises pour être publiées (Aubry *et al.*, 2016). Le domaine d'incertitude de l'estimation du tableau de chasse est fourni sous forme d'une fourchette [min - max] qui correspond aux bornes de l'intervalle de confiance à 95 %.

	Lapin de garenne		Liévre d'europe	
	CV	moyenne [min - max]	CV	moyenne [min - max]
France métropolitaine	6	1465988 [1300098 - 1631879]	3	627144 [587080 - 667207]
Grand-Est	18	40918 [26626 - 55209]	13	24672 [18239 - 31104]
Nouvelle-Aquitaine	29	155088 [66789 - 243387]	8	64547 [54545 - 74550]
Auvergne-Rhône-Alpes	17	60415 [40246 - 80583]	9	46099 [37654 - 54543]
Bourgogne-Franche-Comté	26	28016 [13884 - 42149]	13	17784 [13376 - 22192]
Bretagne	18	134058 [86057 - 182059]	15	11334 [7997 - 14672]
Centre-Val-de-Loire	14	61730 [44756 - 78703]	10	126942 [103096 - 150787]
Corse	68	-	90	-
Ile-de-France	26	56436 [27493 - 85379]	21	25004 [14809 - 35199]
Occitanie	16	171713 [116480 - 226946]	11	66823 [52502 - 81144]
Hauts-de-France	9	417551 [342777 - 492324]	6	157065 [139162 - 174968]
Normandie	24	157324 [83909 - 230739]	11	41521 [32690 - 50352]
Pays de la Loire	11	105930 [83135 - 128724]	8	42362 [35892 - 48831]
Provence-Alpes-Côte d'Azur	17	80850 [53425 - 108274]	29	22631 [9874 - 35388]

Figure 2 **Estimations départementales des tableaux de chasse à tir du lapin et du lièvre pour la saison 2013-2014.**
Les valeurs chiffrées correspondent à une mesure de certitude de la classe de tableau de chasse attribuée à chaque département. Une valeur de 100 % indique que le tableau de chasse estimé est inclus dans la classe indiquée, tandis qu'une valeur de 50 % indique que la moitié de la distribution de l'estimation se trouve dans la classe inférieure et/ou supérieure.





▲ *Une majorité de chasseurs ne prélèvent plus de lapins de garenne. Mais sur certains territoires bocagers du grand ouest, le tableau de chasse annuel peut encore atteindre plusieurs centaines voire milliers d'individus.*



▲ *Sans surprise, c'est dans le centre et le nord de la France que le lièvre est le plus prélevé.*

des hyper-spécialistes qui en prélèvent beaucoup plus, de l'ordre d'une centaine voire plus (jusqu'à 350 lapins en Charente-Maritime dans les données de l'enquête). Ainsi, les tableaux de chasse communaux peuvent parfois atteindre des valeurs de plusieurs centaines voire même de plusieurs milliers d'individus sur certains territoires (Marchandeau & Crosnier, 2012), dans certains départements et plus généralement le grand ouest bocager, en particulier les années de forte abondance.

Lièvre d'Europe

Le nombre de lièvres prélevés en France par la chasse en 2013-2014 a été estimé à environ 627 000 (avec un intervalle de confiance allant de 587 000 à 667 000 individus – ***tableau 2***). La ***figure 2*** présente l'estimation du tableau de chasse par département et confirme ce faisant la répartition connue du lièvre d'Europe en France (Guitton *et al.*, 2012). Elle montre tout d'abord que les prélèvements les plus importants (> 15 000 lièvres par département) ont été principalement réalisés dans les régions à dominante céréalière du nord et du centre. Ainsi, la densité de prélèvements a été estimée à 7,3, 5,5 et 4,4 lièvres/km^2 de Surface agricole utile (SAU) respectivement dans les régions Hauts-de-France, Ile-de-France et Centre – Val-de-Loire. Elle a été supérieure à 14 lièvres/km^2 de SAU dans l'ancienne région Nord – Pas-de-Calais. Rapporté à la SAU, le tableau estimé dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur a également été assez élevé (3,7 lièvres/km^2) car, même si le tableau total y a été plutôt limité, la surface agricole représente une plus faible part du territoire que dans les autres régions. La densité de prélèvement a été comprise entre 2 et 3 lièvres/km^2 de SAU en Pays de la Loire et dans les anciennes régions Poitou-Charentes, Languedoc-Roussillon et Rhône-Alpes. Inversement, le prélèvement a été faible en Bretagne, Bourgogne-Franche-Comté et Grand-Est, avec des valeurs inférieures à un lièvre prélevé par km^2 de SAU.

▶ Encadré • Quelques limites à l'interprétation des estimations de tableau de chasse des petits gibiers sédentaires de plaine

La première limite concerne le statut des animaux prélevés : les données de l'enquête n'informent pas s'ils sont sauvages ou proviennent de lâchers, ce qui limite fortement la portée de l'analyse lorsqu'une part importante du tableau est susceptible de provenir d'animaux lâchés. En France, le Syndicat national des producteurs de gibier de chasse[2] annonce la production annuelle de 14 millions de faisans et 5 millions de perdrix grises et rouges – en sus de 10 millions d'œufs et de poussins d'un jour à destination de l'export, principalement pour l'Angleterre et l'Espagne (SNPGC) – ainsi que de 40 000 lièvres et 100 000 lapins de garenne. Les estimations de tableaux de chasse nationaux sont à mettre en regard de ces chiffres, sans toutefois que l'on connaisse la part de ces animaux dans le prélèvement total.

La deuxième limite provient des photographies très ponctuelles fournies par des enquêtes nationales qui ne sont menées que tous les 10-15 ans. Les estimations fournies pour l'année cynégétique considérée ne sont pas forcément représentatives du tableau de chasse moyen sur un pas de temps plus long. C'est notamment le cas lorsqu'on s'intéresse à des estimations départementales ou régionales qui concernent des populations plutôt sauvages. Un tableau de chasse faible, ou au contraire élevé, peut refléter la reproduction plus ou moins bonne de l'espèce considérée cette année-là, sans pour autant être représentatif de la situation des années précédentes.

La troisième limite réside dans la précision – et donc la fiabilité – des estimations qui est déterminée, d'une part par l'effort d'échantillonnage consenti[1], et d'autre part par les taux de réponse obtenus (dans le cas présent, en moyenne 14 % et 12 % respectivement pour les deux phases successives de l'enquête postale – Aubry *et al.*, 2016).



▲ ***Les estimations ne font pas la distinction entre gibiers sauvages ou issus de lâchers.***

[2] Le SNPGC regroupe environ un tiers des éleveurs et 70 % de la production française.

Remerciements

Cette enquête a été menée et financée conjointement par l'ONCFS et la Fédération nationale des chasseurs. Nous remercions François Reitz (ONCFS) et Jean-Pierre Arnauduc (FNC) pour leurs relectures attentives. ●

Bibliographie

◗ Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 – résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
◗ Aubry, P. 2017. Enquête sur les tableaux de chasse : pourquoi est-il essentiel d'y répondre, même quand on n'a rien prélevé ? *Faune sauvage* n° 317 : 4-8.
◗ Bro, E. 2008. Le colin de californie (*Callipepla californica*). Pp 141-142 in : *Tout le gibier de France : répartition géographique, populations et tendances d'évolution à long terme*. ONCFS & FNC (coord.). Hachette pratique, Paris. 503 p.
◗ Bro, E., Crosnier, A., Reitz, F. & Landry, P. 2012. La situation de la perdrix grise en France : état des lieux en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 19-24.
◗ Bro, E. 2015. Faisan vénéré. Pp. 224-227 in : *Atlas des oiseaux de France métropolitaine : nidification et présence hivernale*. Nidal, I. & Muller, Y. (coord.). LPO, MNHN, SEOF & Delachaux & Niestlé, Paris. 1376 p.
◗ Guitton, J.-S., Crosnier, A. & Péroux, R. 2012. Le lièvre d'Europe : gestion et statut en 2007-2008. *Faune sauvage* n° 295 : 33-35.
◗ Marchandeau, S. & Crosnier, A. 2012. Le lapin de garenne : éléments de statut et de gestion en 2007-2008. *Faune sauvage* n° 295 : 36-38.
◗ Mayot, P. 2008. Le colin de virginie (*Colinus virginianus*). Pp 143-144 in : *Tout le gibier de France : répartition géographique, populations et tendances d'évolution à long terme*. ONCFS & FNC (coord.). Hachette pratique, Paris. 503 p.
◗ Mayot, P. & Crosnier, A. 2012. Le faisan commun en France : statut de l'espèce en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 29-32.
◗ Ponce-Boutin, F., Crosnier, A. & Reitz, F. 2012. Situation de la perdrix rouge en France en 2008. *Faune sauvage* n° 295 : 25-28.
◗ Reitz, F. 2014. La situation des perdrix dans le Centre-Nord de la France. *Lettre d'informations du réseau Perdrix-Faisan* ONCFS-FNC-FDC n° 22 : 2-8.
◗ Roobrouck, A. 2008. Le faisan vénéré (*Syrmaticus reevesii*). Pp 138-140, in : *Tout le gibier de France : répartition géographique, populations et tendances d'évolution à long terme*. ONCFS & FNC (coord.). Hachette pratique, Paris. 503 p.
◗ SNPGC. Syndicat national des producteurs de gibier de chasse. www.snpgc.fr. Connexion le 8 juin 2017.

Un **colloque international** sur la **gestion de la faune sauvage** s'est tenu en France

(Montpellier, du 21 au 25 août 2017)

Plus de 350 scientifiques et gestionnaires venus de 38 pays d'Europe, d'Amérique du Nord, d'Afrique et d'Asie se sont réunis du 21 au 25 août 2017 au Centre des congrès de Montpellier. Objectifs : présenter les résultats de leurs derniers travaux, partager leurs expériences, nouer de nouveaux partenariats sur une thématique commune, la gestion de la faune sauvage. Organisé par l'ONCFS, cet événement réunissait les participants au 33e congrès de l'Union internationale des biologistes du gibier (UIBG)# et au 14e symposium international « Perdix ». Ce dernier est spécialisé sur les espèces de galliformes.

Un compte-rendu plus spécifique du 33e congrès de l'UIBG sera publié dans un prochain numéro.

Bilan du 14e symposium « *Perdix* »

Élisabeth Bro[1], Matthieu Guillemain[2], Nirmala Séon-Massin[3], Adrienne Gastineau[4,5*], Hélène Fournet[5], Murielle Guinot-Ghestem[5**], Yves Lecocq[7], Roxane Leverrier[8], Laëtitia Pouiol[2], Sophie Verzelloni[5**]**

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Saint-Benoist, Auffargis.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – Arles.
[3] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise – Saint-Benoist, Auffargis.
[4] Centre d'Écologie et des Sciences de la conservation (CESCO UMR 7204), Sorbonne Universités, MNHN, CNRS, UPMC – Paris.
*[5] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs-animaux déprédateurs – *Villeneuve-de-Rivière, ** Gières.*
[7] Ex-Secrétaire général FACE (1983-2015) – Fenffe, Belgique.
[8] ONCFS, Direction générale, Mission communication – Paris.



© E. Bro/ONCFS

▲ *Espèce aux populations fragilisées, la perdrix grise a été l'objet de près d'un tiers des présentations. La session d'ouverture lui a été consacrée. La difficulté de préserver des petites populations isolées et l'importance de son habitat agricole ont été amplement soulignées.*

Aux origines du symposium international Perdix

Historiquement, deux colloques internationaux dédiés à la perdrix grise (*Perdix perdix* L.) – espèce gibier majeure et emblématique – ont été organisés en Europe : le premier à Prague (ex-Tchécoslovaquie) en 1965, le suivant vingt ans plus tard à Kikoł en Pologne. Parallèlement, les Nord-Américains, chez qui l'espèce a été massivement introduite à partir de la fin du XIXe siècle, ont commencé à organiser un séminaire sur cette espèce exotique (la « Perdrix de Hongrie »), échangeant leurs connaissances sur sa biologie et sa gestion entre les services de faune sauvage des différents états. Le premier symposium du nom s'est tenu en 1977, dans le Dakota du Nord aux États-Unis, puis a été renouvelé tous les 3 à 4 ans jusqu'en 1990. Depuis, il a été organisé par différents pays d'Europe, en l'élargissant à d'autres espèces de galliformes, selon les éditions et les participants – principalement perdrix, faisans, caille, colins, tétras, grouses…

L'ONCFS a eu l'honneur d'en être l'organisateur par deux fois, en 1995 (Perdix VII), puis tout récemment en août 2017 (Perdix XIV).

L'édition 2017

Le symposium a rassemblé une centaine de participants venant d'Europe (Allemagne, Autriche, Danemark, Espagne, Finlande, France, Hongrie, Irlande, Italie, Portugal, Royaume-Uni, Russie, Serbie, Suisse) et d'Amérique du Nord (Canada, États-Unis, Mexique). Ce sont 34 communications orales et une trentaine de posters qui ont été présentés, concernant 13 espèces de galliformes européens (perdrix grise, perdrix rouge et perdrix bartavelle ; faisan commun ; caille des blés ; lagopède alpin et lagopède d'Écosse ; tétras-lyre et grand tétras) et/ou nord-américains (colin de

▶ Sortie dans la Crau et les Alpilles : gestion durable du petit gibier sédentaire

Françoise Ponce[1], Lisa Gili[1], Virginie Croquet[2]
[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Arles.
[2] ONCFS, Délégation interrégionale PACA Corse – Graveson.

Une des excursions proposées aux congressistes visait à montrer que le petit gibier fait bon ménage avec la biodiversité méditerranéenne, à travers deux exemples de territoires situés, l'un dans la Crau, l'autre dans les Alpilles. Environ 40 personnes y ont participé.

• La Réserve naturelle des Coussouls de Crau, réserve cogérée par le CEN PACA et la CA BDR, est un territoire abritant une diversité d'espèces remarquables faisant l'objet de nombreux travaux par le CEN PACA, en relation avec des universitaires (IMBE, EPHE/CEFE…).
Des suivis des populations de perdrix rouge, de lièvres d'Europe et ibérique et de lapin sont également réalisés. Ces gibiers sont chassés sur la réserve, *via* un plan de gestion cynégétique déterminé par l'ONCFS. La présentation de ce territoire a été l'occasion pour les participants de découvrir les paysages si particuliers du Coussouls de Crau et des costières, et d'apercevoir quelques-unes des espèces emblématiques de ces milieux dont le faucon crécerellette.

• Jacques Blondel, Directeur de recherche émérite au CNRS, était présent et a ouvert une discussion sur le thème de la biodiversité en région méditerranéenne à travers l'histoire.

• Dans le Parc naturel régional des Alpilles, c'est une mosaïque de milieux diversifiés (garrigue, rochers, pelouses, terres agricoles) qui a été présentée, avec l'observation d'une biodiversité différente mais tout aussi emblématique : guêpier d'Europe, circaète Jean-le-Blanc… Dans ce massif, des aménagements cynégétiques sont



© V. Croquet/ONCFS

▲ *Présentation par L. Zechner (PNR des Alpilles) des habitats du massif et de sa faune à une quarantaine de congressistes venus découvrir ce milieu remarquable.*

implantés (garennes, cultures faunistiques…) et des opérations de réouverture des milieux sont réalisées dans le cadre du programme LIFE pour l'aigle de Bonelli, dans le but d'améliorer l'état des populations de perdrix rouge et de lapin. Ces espèces font également l'objet d'un suivi et sont gérées *via* un plan de gestion cynégétique déterminé par l'ONCFS.

Remerciements

Meilleurs remerciements aux encadrants de ces visites : Axel Wolff et Guillaume Coste (CEN PACA), Lisbeth Zechner (PNRA), Luc Fruitet et Jérôme Letty (ONCFS), ainsi qu'à Jacques Blondel (Directeur de recherche émérite au CNRS). Merci au Conseil départemental des Bouches-du-Rhône pour son soutien logistique.



© D. Maillard/ONCFS (www.danielmaillard.com)

▲ *Emblématique de la petite faune du sud de la France, la perdrix rouge a fait la couverture du dossier du colloque et a été le centre d'intérêt de 15 % des présentations du symposium Perdix.*

Virginie, colin masqué, tétras pâle, tétras des armoises). Les travaux menés en France par l'ONCFS et ses partenaires, dont les fédérations des chasseurs, ont été bien valorisés, représentant près d'un quart des présentations.

Le symposium a été organisé autour de sept sessions. Les thèmes abordés ont été variés : biologie générale (écologie, comportement…), écotoxicologie, suivi des populations et tendances actuelles, dynamique de population (démographie, influence des facteurs de l'environnement), utilisation et gestion des habitats, gestion et conservation des populations. Un atelier a été consacré spécifiquement aux lâchers.

N. Aebischer a rendu hommage à la mémoire de D. Potts en session plénière d'ouverture. Ancien directeur de la recherche au *Game & Wildlife Conservation Trust* (Royaume-Uni) décédé quelques mois plus tôt, il avait consacré l'essentiel de sa carrière et de son enthousiaste énergie à l'étude et la gestion de la perdrix grise.

Quelques sujets traités

Des problématiques…

Il est difficile de résumer en quelques lignes trois jours riches en résultats et en échanges sur divers travaux de recherche et de gestion. Plutôt qu'un aperçu qui serait nécessairement trop général, voici un petit échantillon de sujets traités, choisis pour leur diversité.

Les travaux relatant le suivi des populations ont souligné trois points importants :
❶ la variabilité des tendances mesurées à une petite échelle spatiale, invitant à conclure à l'importance locale des facteurs d'influence ;
❷ la difficulté potentielle d'établir des tendances à l'échelle de plusieurs pays lorsque les méthodes de suivi employées ne sont pas identiques, l'analyse des jeux de données pouvant aboutir *in fine* à des résultats qui ne concordent pas complètement ;
❸ d'un point de vue global, les espèces des milieux agricoles ne sont pas dans des dynamiques de croissance. Ce constat explique que l'écologie générale des espèces est toujours un sujet d'études approfondies,

tout comme la gestion des populations et de leurs habitats font l'objet d'opérations de démonstration sur des territoires dits « vitrine ». La thématique des lâchers reste un sujet majeur malgré les très nombreux acquis en la matière, car il est plus complexe qu'il pourrait y paraître. Non pas tant sur le plan technique, sur lequel un consensus émerge, mais davantage sur les questions d'objectifs et de contextes socio-économico-cynégétiques. L'état sanitaire des oiseaux a également été au cœur des discussions. D'une part avec une session entièrement consacrée à l'écotoxicologie terrestre. Les suivis de terrain attestent de cas de contaminations par différents produits phytosanitaires, ainsi que de cas de mortalité. Des études de laboratoire montrent quant à elles que des effets sur la physiologie des individus (immunité, reproduction) peuvent être observés même à des doses très faibles. De tels effets restent néanmoins à être caractérisés en nature, ainsi que les facteurs de risque et l'impact sur les populations. D'autre part, un cas d'étude a montré la nécessité d'une surveillance des maladies infectieuses. Certaines d'entre elles sont émergentes, une augmentation de leur prévalence pourrait avoir un impact préoccupant. Quelques autres travaux sur le changement climatique et le dérangement ont également été présentés.

… aux méthodes

Outre la veille des thématiques scientifiques, un colloque se révèle également particulièrement intéressant en termes de veille méthodologique.

Bien que généralement considérée comme éloignée de la « vraie vie » par les non-initiés, la modélisation mathématique, spatialisée ou non, a illustré sa plus-value pour affiner :
❶ les estimations des paramètres démographiques (développement de modèles dits intégrés, combinant différents types de jeux de données et de méthodes) ;
❷ notre compréhension des besoins en habitats (analyses emboîtant différentes échelles – du domaine vital (échelle des individus) au paysage (échelle des populations)) ;
❸ la gestion cynégétique des populations dans une démarche dite *Adaptative* (approche avec un module d'apprentissage implémenté à partir de retours d'expérience, elle permet d'ajuster la gestion des ressources renouvelables par un processus itératif d'essais-erreurs).

L'acoustique et les pièges-photos ont été d'autres outils respectivement mis en œuvre pour le suivi d'espèces vivant en milieu difficile d'accès, et pour le suivi de la fréquentation d'aménagements ou l'identification de prédateurs d'œufs. La génétique, quant à elle, a été utilisée pour documenter les différences potentielles entre oiseaux d'élevage et oiseaux sauvages.

Remerciements

Nous adressons nos remerciements les plus chaleureux aux membres du Conseil scientifique qui ont évalué la qualité des travaux soumis, aux personnes qui ont assuré la présidence des sessions, à tous ceux ayant aidé à organiser l'événement, ainsi qu'à l'ensemble des participants. ●

Pour en savoir plus

Les résumés de toutes les présentations, communications orales comme posters, ont été compilés dans un recueil PDF disponible sur la page du site internet du colloque (http://iugb2017.com/), dans l'onglet *Submit & Programme* puis *Scientific Programme*. Certains exposés sont également accessibles dans l'onglet *Speaker's presentations*. À télécharger avant août 2019 !

Un workshop dédié aux Lagomorphes

Jean-Sébastien Guitton*, Jérôme Letty, Stéphane Marchandeau***

ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes, Juvignac**.*

Dans le cadre du 33e Congrès de l'UIBG, un atelier d'une matinée a été consacré spécifiquement aux travaux sur le lapin et les différentes espèces de lièvres. Il était intitulé « Conservation et dynamique des populations de lagomorphes européens ». Tout d'abord, des études menées sur le lièvre variable (*Lepus timidus*) dans les Alpes françaises et suisses, en particulier grâce aux outils génétiques, ont mis en évidence que l'avenir de ces populations dépendra beaucoup de leurs capacités d'évolution et d'adaptation face aux changements climatiques. Un suivi plus précis et sur le long terme de ces populations apparaît nécessaire. Dans un deuxième temps, les exposés et échanges ont concerné les difficultés démographiques rencontrées par les populations de lapin et de lièvre d'Europe.

À cette occasion a été lancée l'idée de créer un groupe de chercheurs européens sur ces espèces, pour mettre en commun leurs analyses et initier des collaborations. Le réseau Lièvre ONCFS/FNC/FDC a été considéré comme une initiative intéressante pouvant être élargie à d'autres pays. Ce groupe scientifique « EuroLeporids » devrait voir le jour en 2018.

Les études menées en France sur les repeuplements de lapins ont également été évoquées lors de l'une des sorties de terrain sur le domaine camarguais des Grandes Cabanes du Vaccarès Sud, géré par l'ONCFS. Les visiteurs ont pu découvrir un enclos d'acclimatation *in situ* comprenant une garenne artificielle. L'objectif est de voir si l'utilisation de ce type d'aménagement permet d'améliorer la réussite des repeuplements de lapins.



▲ *Les scientifiques pris au piège dans un ancien corral, heureusement déserté depuis longtemps par les taureaux et reconverti depuis en garenne artificielle destinée à d'inoffensifs lapins, sur le domaine des Grandes Cabanes du Vaccarès Sud !*

Pour en savoir plus…

Retrouvez les différentes publications de l'ONCFS

Documents disponibles auprès du service de documentation de l'ONCFS (doc@oncfs.gouv.fr) ou, pour certains, téléchargeables sur le site http://www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1.

Brochures



Dépliants



Faune sauvage : la revue technique et juridique de l'ONCFS



Lettres des réseaux de suivi des populations







ABONNEMENT

Faune sauvage

Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :
ONCFS - Agence comptable – Abonnement *Faune sauvage* - règlement
BP 20 – 78612 LE PERRAY EN YVELINES

		France métropolitaine et Monaco		Pays de l'Union Européenne		Martinique, Guadeloupe et Réunion		Guyane, Mayotte	Autre [1]
	HT	TVA 5,5 %	TTC	TVA 5,5 %	TTC	TVA 2,1 %	TTC		
Abonnement annuel (4 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	18,96 €	1,04 €	20,00 €	1,04 €	20,00 €	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	15,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	-
Organismes divers et entreprises	18,96 €	1,04 €	20,00 €	-	-	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	Exonération =	18,96 €	-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	1,04 €	20,00 €	-	-	-	-
Abonnement de 2 ans (8 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	36,02 €	1,98 €	38,00 €	1,98 €	38,00 €	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	28,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	-
Organismes divers et entreprises	36,02 €	1,98 €	38,00 €	-	-	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	Exonération =	36,02 €	-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	1,98 €	38,00 €	-	-	-	-

[1] Pays hors Union Européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et la Polynésie française).

Raison sociale ....

....

Nom .... **Prénom** ....

Votre n° TVA intracommunautaire ....

Adresse complète ....

....

....

Téléphone .... **E-mail** ....

Souscrit .... **abonnement**(s) à la revue *Faune sauvage* pour : **1 an** (4 numéros) ❑
2 ans (8 numéros) ❑

au **prix total de** .... €

Paiement par : chèque ❑ virement ❑
Désire recevoir une facture oui ❑ non ❑

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS
ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :
Domiciliation : TP Versailles
Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58
IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z







Le magazine *Faune sauvage*

apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

Contacts www.oncfs.gouv.fr

Directions

Direction générale
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Division du permis de chasser
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 13
direction.ressources-humaines
@oncfs.gouv.fr

Division de la formation
Centre de formation du Bouchet – 45370 Dry
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92
drh.formation@oncfs.gouv.fr

Direction de la police
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction de la recherche et de l'expertise
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
der@oncfs.gouv.fr

Direction financière
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 60
direction.financiere@oncfs.gouv.fr

Direction des systèmes d'information
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
directeur.systemes-information
@oncfs.gouv.fr

Missions auprès du Directeur général

Cabinet
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique – Direction de la police
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et Outre-mer
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

Délégations régionales et interrégionales

Grand-Est
41-43, route de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nouvelle Aquitaine
255, route de Bonnes
86000 Poitiers
Tél. : 05 49 52 01 50 – Fax : 05 49 52 01 50

66 Zone Industrielle
40110 Morcenx
Tél. : 05 58 83 00 60
dr.aquitaine-limousin-poitou-charentes@oncfs.gouv.fr

Auvergne – Rhône-Alpes
12, rue Gutenberg
63100 Clermont-Ferrand
Tél : 04 73 16 25 90 – Fax : 04 73 16 25 99
dr.auvergne-rhone-alpes@oncfs.gouv.fr

Bourgogne – Franche-Comté
57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél : 03 80 29 42 50
dr. bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire
Parc d'affaires La Rivière – Bât. B
8, bd Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes cedex 3
Tél : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Centre – Val de Loire – Île-de-France
Cité de l'Agriculture
13, avenue des Droits de l'Homme
45921 Orléans cedex
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70
dr.centre-iledefrance@oncfs.gouv.fr

Occitanie
18, rue Jean Perrin
Actisud Bâtiment 12
31100 Toulouse
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56
dr.occitanie@oncfs.gouv.fr

Hauts-de-France – Normandie
Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges-d'Aunay
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

Provence – Alpes – Côte d'Azur – Corse
6, avenue du Docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78
dir.paca-corse@oncfs.gouv.fr

Outre-mer
44, rue Pasteur – BP 10808
97338 Cayenne
Tél. : 05 94 27 22 60 – Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Unités de recherche et d'expertise rattachées à la Direction de la recherche et de l'expertise (DRE)

Unité Avifaune migratrice
Parc d'affaires de la Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
cneraam@oncfs.gouv.fr

Unité Cervidés-sanglier
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
cneracs@oncfs.gouv.fr

Unité Faune de montagne
Les portes du soleil
147, avenue de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 02
cnerafm@oncfs.gouv.fr

Unité Prédateurs-animaux déprédateurs
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29 – Fax : 04 76 89 33 74
cnerapad@oncfs.gouv.fr

Unité Faune de plaine
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 99
cnerapfsp@oncfs.gouv.fr

Unité sanitaire de la faune
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 99
usf@oncfs.gouv.fr

Centre de documentation

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
doc@oncfs.gouv.fr

BMI Cites Capture

Domaine de Chambord
Pavillon du Pont de Pinay
41250 Chambord
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr

Principales stations d'études

Ain
Montfort – 01330 Birieux
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11
dombes@oncfs.gouv.fr

Hautes-Alpes
Micropolis – La Bérardie
Belle Aureille – 05000 Gap
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72
gap@oncfs.gouv.fr

Haute-Garonne
Impasse de la Chapelle
31800 Villeneuve-de-Rivière
Tél. : 05 62 00 81 08 – Fax : 05 62 00 81 01

Isère
5 allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29 – Fax : 04 76 89 33 74
cnerapad@oncfs.gouv.fr

Loire-Atlantique
Parc d'affaires de la Rivière – Bât. B
8, bd Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
cneraam@oncfs.gouv.fr

Meuse
1 place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
cneracs@oncfs.gouv.fr

Puy-de-Dôme
Résidence Saint-Christophe
2 avenue Raymond Bergougnan
63100 Clermont-Ferrand
Tél. : 04 73 19 64 40 – Fax : 04 73 19 64 49
clermont@oncfs.gouv.fr

Bas-Rhin
Au bord du Rhin – 67150 Gerstheim
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73
gerstheim@oncfs.gouv.fr

Haute-Savoie
90 impasse « Les Daudes » – BP 41
74320 Sévrier
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11
sevrier@oncfs.gouv.fr

Yvelines
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
der@oncfs.gouv.fr

Deux-Sèvres
Réserve de Chizé – Carrefour de la Canauderie
Villiers-en-Bois – 79360 Beauvoir-sur-Niort
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80
chize@oncfs.gouv.fr

Vendée
Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87
chanteloup@oncfs.gouv.fr

Faune sauvage

Dans votre prochain numéro N° 318

Estimations des tableaux de chasse nationaux pour la saison 2013-2014 : colombidés – vanneau huppé et pluvier doré


© S. Beillard/ONCFS

Et aussi :

- Actualisation de la répartition nationale du vison d'Amérique en France.
- Relation faune-habitat : l'exemple du tétras-lyre dans les Alpes françaises.
- Les nouvelles missions de police sanitaire de l'ONCFS.

Et d'autres sujets encore…

Retrouvez Faune sauvage sur notre site internet : www.oncfs.gouv.fr

Les publications de l'ONCFS

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Pour commander

- www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1
- Service documentation – Tél. : 01 30 46 60 25

Le magazine *Faune sauvage*

Un outil pratique apportant à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.



Des dépliants

sur les espèces, la gestion pratique des habitats…



Des brochures

sur les espèces, les habitats et les informations cynégétiques.





La revue scientifique en ligne *Wildlife Biology*

L'ONCFS participe à l'édition de *Wildlife Biology*, une revue gratuite en ligne (*open-access*) qui traite de la gestion et de la conservation de la faune sauvage et de ses habitats, avec une attention particulière envers les espèces gibiers.

www.wildlifebiology.com ▶



ONCFS – Mission communication
85 bis avenue de Wagram – 75017 Paris